

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA

**Pisciculturas em tanques-rede interferem nos aspectos
alimentares de *Metynnis lippincottianus*
(Characiformes, Serrasalminidae) no reservatório
Neotropical?**

Julia Kaori Kuriyama Ramos

Ilha Solteira - SP
Novembro, 2022

Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Cursos: Eng^a Agrônoma, Ciências Biológicas, Eng. Civil, Eng. Elétrica, Eng. Mecânica, Física, Matemática e Zootecnia.
Avenida Brasil Centro, 56 CEP 15385-000 Ilha Solteira São Paulo Brasil
pabx (18) 3743 1000 fax (18) 3742 2735 scom@adm.feis.unesp.br www.feis.unesp.br

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA

**Pisciculturas em tanques-rede interferem nos aspectos
alimentares de *Metynnis lippincottianus*
(Characiformes, Serrasalminidae) no reservatório
Neotropical?**

Julia Kaori Kuriyama Ramos

Prof. Dr. Igor Paiva Ramos
Orientador
Mr^a. Bruna Caroline Kotz Kliemann
Co-orientadora

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira,
Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita
Filho", como parte das exigências para obtenção do
título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Ilha Solteira - SP
Novembro, 2022

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

R175p Ramos, Julia Kaori Kuriyama.
Pisciculturas em tanques-rede interferem nos aspectos alimentares de metynnis lippincottianus (characiformes, serrasalmidae) no reservatório neotropical? / Julia Kaori Kuriyama Ramos. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2022
27 f. : il.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) -
Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 2022

Orientador: Igor Paiva Ramos
Coorientador: Bruna Caroline Kotz Kliemann
Inclui bibliografia

1. Aquicultura. 2. Dieta. 3. Espécie silvestre. 4. Guilda trófica. 5. Nicho trófico. 6. Ração.

ATA DE DEFESA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**"PISCICULTURAS EM TANQUES-REDE INTERFEREM SOBRE A
ECOLOGIA TRÓFICA DE *METYNNIS LIPPINCOTTIANUS*
(CHARACIFORMES, SERRASALMIDAE)?"**

JULIA KAORI KURIYAMA RAMOS

REGULAMENTO SOBRE A AVALIAÇÃO:

Artigo 25º - § 2º A apresentação pública do trabalho de TCC deverá ser de no mínimo 20 (vinte) minutos e máxima de 40 (quarenta) minutos. Após um intervalo de 5 (cinco) minutos, haverá a arguição do Trabalho pelos examinadores. O tempo de arguição, será de até 15 (quinze) minutos para cada examinador, e até 15 (quinze) minutos o tempo para a resposta do(a) aluno(a) a cada examinador ou no caso de se optar pelo diálogo o tempo conjunto entre examinador e acadêmico(a) será de no máximo 30 (trinta) minutos.

Artigo 24º - No julgamento do TCC, a banca examinadora deverá avaliar a apresentação oral, escrita e a defesa do trabalho durante a arguição. O conceito final será APROVADO(A) ou REPROVADO(A).

COMISSÃO EXAMINADORA

1º EXAMINADOR (Orientador-Presidente)

Nome: Prof. Dr. Igor Paiva Ramos

Igor P. Ramos

2ª EXAMINADORA

Nome: Profa. Dra. Crístiele da Silva Ribeiro

Crístiele S. Ribeiro

3ª EXAMINADORA

Nome: Doutoranda Alini Beloto Parra

Alini Beloto Parra

CONCEITO

Aprovado(a)

Reprovado(a)

Ilha Solteira-SP, 18 de novembro de 2022.

Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Cursos: Agronomia, Ciências Biológicas, Eng. Civil, Eng. Elétrica, Eng. Mecânica, Física, Matemática e Zootecnia.
Avenida Brasil Centro, 56 Caixa Postal 31 CEP 15385-000 Ilha Solteira São Paulo Brasil
tel (18) 3743 1100 fax (18) 3742 2735 stcom@adm.feis.unesp.br www.feis.unesp.br

C.B

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e irmão,

Que me incentivaram nos momentos mais difíceis e compreenderam a minha ausência enquanto me dedicava à realização deste trabalho.

Aos meus amigos,

Que sempre estiveram ao meu lado, pela amizade incondicional e pelo apoio demonstrado ao longo de todo o período de tempo em que dediquei a este trabalho.

Aos professores,

Pelas correções e ensinamentos que me permitiram apresentar um melhor desempenho no meu processo de formação profissional ao longo do curso, e por todos os conselhos, pela ajuda e pela paciência com a qual guiaram o meu aprendizado.

O presente trabalho foi realizado com o apoio

Da Fundação Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), processo nº2020/10507-9; processo nº2020/13424; processo nº2018/26348-7 e processo nº2018/01117-2.

Do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo nº303311/2018-5 e processo nº121006/2020-4.

E da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), processo nº88887.496125/2020-00.

“If you can save the *Mauritius kestrel*, you can save virtually anything.” (CARL JONES, 2008).

RESUMO

Diferenças na dieta e guilda trófica de *Metynnis lippincottianus* sob influência de pisciculturas em tanques-rede foram avaliadas em um reservatório Neotropical. Foram coletados exemplares dessa espécie em dois grupos de amostragem: grupo tanque (áreas próximas às pisciculturas) e grupo controle (áreas sem influência das pisciculturas), em março e junho de 2019. O conteúdo do estômago foi examinado e os itens alimentares foram identificados e quantificados usando o método volumétrico. As diferenças na composição da dieta foram avaliadas usando as análises PERMANOVA e SIMPER, enquanto a amplitude do nicho trófico foi determinada usando PERMDISP. A guilda trófica para cada área também foi determinada. Houve diferença significativa na dieta entre os grupos de amostragem, sendo ração, macrófitas não-identificadas, *Elodea* sp. e algas filamentosas os itens alimentares que mais contribuíram para a diferença. Em ambos os grupos de amostragem, *M. lippincottianus* foi classificado como algívoro. A alteração na composição da dieta de *M. lippincottianus* no grupo tanque é consequência do consumo de ração excedente das pisciculturas em tanques-rede. No entanto, tais mudanças na composição da dieta não promoveram diferenças na amplitude do nicho trófico ou guilda trófica. Assim, a homogeneidade na dieta, observada com a amplitude de nicho trófico, e alto consumo de algas e macrófitas podem indicar partilha de recursos entre os indivíduos. Apesar da espécie adotar estratégias que favorecem a coexistência, como a partilha de recursos, o item alimentar partilhado no grupo tanque foi um recurso vindo das pisciculturas em tanques-rede.

Palavras-chave: Aquicultura; Dieta; Espécie silvestre; Guilda trófica; Nicho trófico; Ração.

ABSTRACT

Differences in the diet and food guild of *Metynnis lippincottianus* under the influence of cage fish farms were evaluated in a Neotropical reservoir. Specimens of this species were collected in areas close to fish farming and control areas in March and June 2019. Stomach contents were examined and food items were identified and quantified using the volumetric method. Differences in diet composition were assessed using PERMANOVA and SIMPER analyses, while the trophic niche breadth was determined using PERMDISP. A trophic guild for each area was also determined. There was a significant difference in diet between individuals in the tank and control groups. The food items that most tolerated the difference were feed, unidentified macrophytes, *Elodea* sp., and filamentous algae. In both sampling groups, *M. lippincottianus* was classified as algivorous. The alteration in the composition of the diet of *M. lippincottianus* in the cultivation areas is a consequence of the consumption of surplus feed by cage fish farms. However, such changes in diet composition did not promote diversity in the trophic niche breadth or trophic guild. Thus, the homogeneity in the diet, observed with the breadth of the trophic niche, and the high consumption of algae and macrophytes may indicate the sharing of resources between individuals. Despite the species adopting strategies that favor coexistence, such as sharing resources, due to the high availability of resources, the item used in the coexistence strategy was a resource from fish farms in net cages.

Keywords: Aquaculture; Diet; Pelleted feed; Trophic guild; Trophic niche; Wild species.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Grupos de amostragem no reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil.....	12
Figura 2 – Porcentagem volumétrica (%) dos itens alimentares ingeridos e guilda trófica de <i>Metynnis lippincottianus</i> , nos grupos tanque e controle no reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil.....	16
Figura 3 – Fragmento de plástico consumido pelo <i>Metynnis lippincottianus</i> no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. Imagem obtida pelo microscópio na objetiva de 40x.	17
Figura 4 – Principais itens alimentares consumidos pelo <i>Metynnis lippincottianus</i> nos grupos controle e tanque no reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil.....	18

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Composição da dieta de *Metynnis lippincottianus* nos grupos controle e tanque, reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. Valores baseados na porcentagem dos dados de volume dos itens alimentares. Valores em negrito indicam os itens mais consumidos..... 14
- Tabela 2** - Resultado da análise de dissimilaridade (SIMPER) para a volume de itens alimentares consumidos por *Metynnis lippincottianus* nos grupos controle e tanque no reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil.....18

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	10
II MATERIAL E MÉTODOS.....	12
<i>Área de estudo</i>	12
<i>Coleta de material biológico e análises laboratoriais</i>	13
<i>Análise de dados</i>	14
III RESULTADOS.....	15
IV DISCUSSÃO.....	20
V CONCLUSÃO.....	22
VI REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22

I INTRODUÇÃO

Atualmente, o Brasil está entre os maiores produtores de pescado do mundo (FAO, 2020) devido ao seu clima adequado na maior parte do país e à alta disponibilidade de recursos hídricos continentais (NOBILE et al., 2020). O Brasil possui cerca de 4,2 milhões de hectares de águas represadas, o que favorece os modelos de cultivo de peixes em água doce, principalmente utilizando tanques-rede (SIDONIO et al., 2012). No entanto, a alta densidade de peixes cultivados, a necessidade de fluxo constante de água e a dependência do alto aporte de ração no sistema podem afetar o meio ambiente e, em casos extremos, interferir nos processos ecossistêmicos (CYRINO; CONTE, 2006; EL-SAYED, 2006). Além disso, pisciculturas em tanques-rede provocam perturbações adicionais no ambiente, uma vez que são instaladas em rios represados artificialmente. Esses rios represados apresentam modificações no curso natural da água (HAHN; FUGI, 2007), tais como mudanças nas composições físico-químicas, na velocidade da água (JÚLIO et al., 1997), e na composição da comunidade do ecossistema aquático (AGOSTINHO et al., 1999).

Estudos na região Neotropical demonstram que até 18% da matéria orgânica utilizada nos sistemas de piscicultura em tanques-rede (ração, resíduos de peixes e excretas) é disponibilizada para o ambiente aquático (MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015; MONTANHINI NETO et al., 2015). De acordo com Nobile et al. (2020) pode ocorrer eutrofização, aumentando a produção primária e, conseqüentemente, reduzindo a concentração de oxigênio e causando doenças parasitárias em peixes de criação e silvestres. Além disso, há relatos de que as pisciculturas em tanques-rede (ou “as perturbações geradas pelas pisciculturas no ambiente”) interferem na estrutura da comunidade (NOBILE et al., 2018), e nos aspectos histopatológicos (KLIEMANN et al., 2018), reprodutivos (BRANDÃO et al., 2014; NOBILE et al., 2020) e alimentares de peixes silvestres (BARRETT et al., 2018; KLIEMANN et al., 2018, 2022; NOBILE et al., 2020).

Alterações na alimentação de peixes silvestres associadas às pisciculturas em tanques-rede são relatadas principalmente para peixes onívoros com comportamento alimentar oportunista/generalista (BRANDÃO et al., 2012, 2013, 2014, 2021; DEMÉTRIO et al., 2012; KLIEMANN et al., 2018, 2022; RAMOS; VIDOTTO-MAGNONI; CARVALHO, 2008; RAMOS et al., 2013). Espécies com comportamento oportunista/generalista utilizam os recursos alimentares mais disponíveis, independentemente da origem (planta, animal, autóctone e/ou alóctone) (ABELHA; AGOSTINHO; GOULART, 2001; GERKING, 1994). Essa alteração na dieta pode causar diminuição no consumo de alimentos naturais, afetando assim outros níveis tróficos da cadeia alimentar (DEMÉTRIO et al., 2012; KLIEMANN et al., 2018, 2022; RAMOS et al., 2013). Kliemann et al. (2022) sugerem que possa ocorrer a atenuação do efeito *top-down* na comunidade de peixes silvestres quando os peixes deixam de consumir os itens alimentares naturais para o consumo de ração, influenciando a dinâmica populacional dos níveis inferiores da cadeia trófica.

Determinar a guilda alimentar de espécies em áreas próximas de tanques redes contribui com informações da cadeia trófica local. Tais informações ajudam a esclarecer a influência desses sistemas

aquícolas em outros níveis tróficos. Além disso, pode fornecer uma base para o trabalho de gestão e conservação de ecossistemas aquáticos. Assim, estudos sobre as dietas de espécies de peixes silvestres associadas a pisciculturas de tanques-rede são de suma importância para demonstrar a influência do aporte de matéria orgânica na ictiofauna dessas áreas (EDWARDS, 2015; RAMOS et al., 2013). Considerando também que a alimentação dos peixes está diretamente relacionada à disponibilidade de recursos alimentares, e esta, por sua vez, é influenciada pelas variações ambientais (PREJS; PREJS, 1987; ROSS, 1986; RUSSO; FERREIRA; DIAS, 2002; SCHOENER, 1974).

Dentre as espécies de peixes registradas no Alto rio Paraná, *Metynnis lippincottianus* (Cope, 1870) (= *Metynnis maculatus* sinônimo para a bacia do Alto rio Paraná), popularmente conhecido como “pacu, pacu-marreca ou pacu-prata”, apresenta comportamento alimentar oportunista/generalista (DEMÉTRIO et al., 2012; FROESE; PAULY, 2019; HAHN et al., 2002; RAMOS; VIDOTTO-MAGNONI; CARVALHO, 2008; SANTOS et al., 2004). Esta espécie é nativa da bacia do rio Amazonas, mas sua distribuição abrange a América do Sul (FROESE; PAULY, 2019). De acordo com estudos realizados na bacia do Alto rio Paraná, a dieta de *M. lippincottianus* é composta principalmente por algas filamentosas, plantas terrestres e aquáticas, itens de origem animal e detritos (KLIEMANN et al., 2022). Além disso, dependendo da disponibilidade de alimento, espécies do gênero *Metynnis* podem utilizar várias táticas para alimentação e exploração de outros níveis tróficos, demonstrando alta plasticidade trófica (KLIEMANN et al., 2022; RAMOS; VIDOTTO-MAGNONI; CARVALHO, 2008).

Considerando a plasticidade trófica de *M. lippincottianus* e a influência de sistemas de pisciculturas em tanques-rede sobre o ambiente aquático, como a entrada de matéria orgânica, o objetivo principal do trabalho foi testar a hipótese de que a piscicultura em tanques-rede interferem nos aspectos alimentares de *M. lippincottianus* no reservatório Neotropical. Assim, testou-se as seguintes predições: i) haverá diferenças na composição alimentar entre área aquícola (grupo tanque) e a área sem influência deste tipo de atividade zootécnica (grupo controle); ii) os indivíduos no grupo tanque consumirão itens alimentares disponibilizados pelos tanques de cultivo, principalmente ração; iii) a piscicultura em tanques-rede influenciará o forrageamento de maneira a promover contração de nicho trófico no grupo tanque; iv) a influência da piscicultura em tanques-rede resultará em alteração da guilda trófica.

II MATERIAL E MÉTODOS

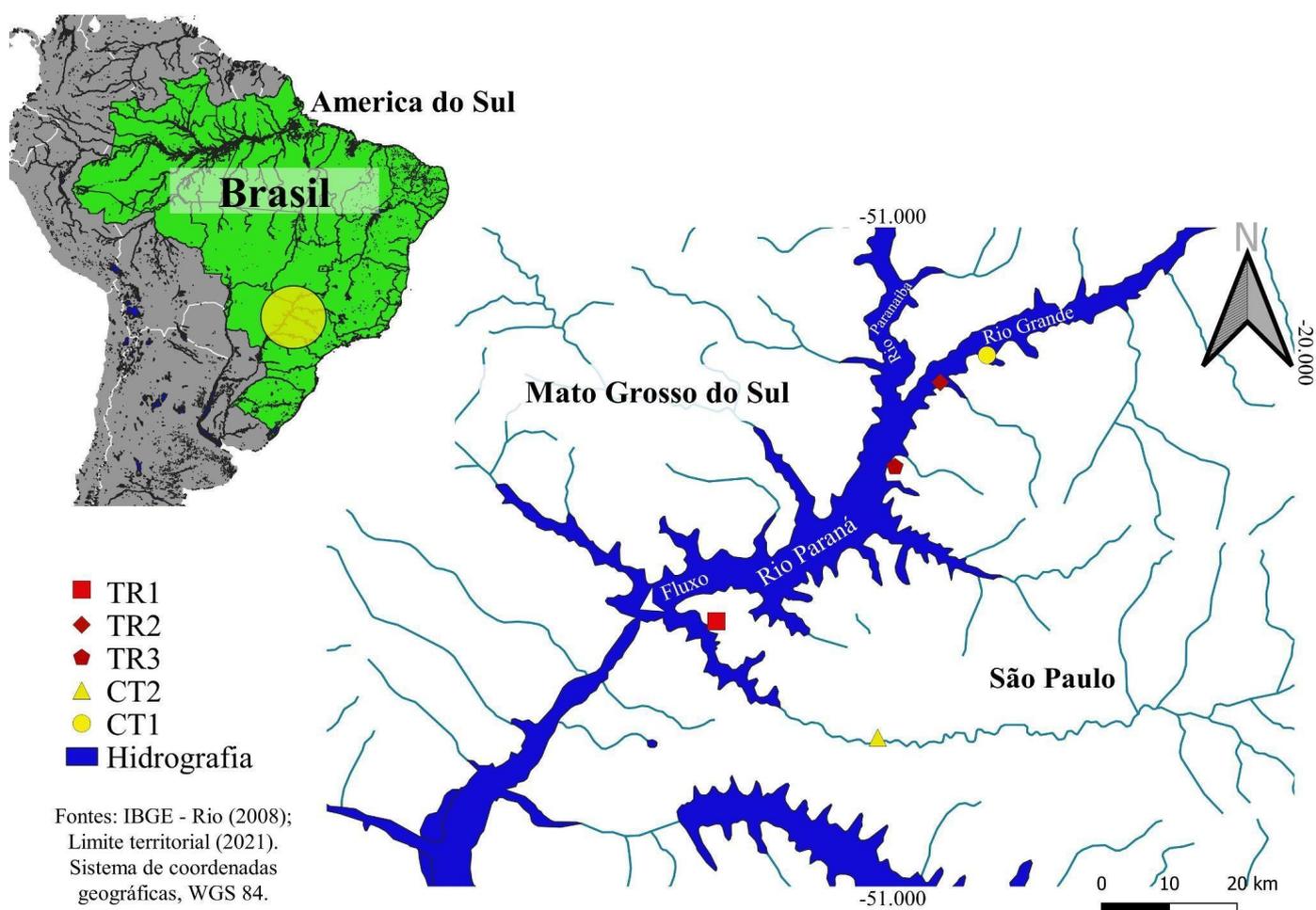
Área de estudo

O reservatório de Ilha Solteira, formado em 1978, localiza-se no Alto rio Paraná, seu principal rio formador, entre os estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais. Caracteriza-se por ser do tipo bacia de acumulação, com profundidade média de 17,6 m, volume máximo de $21,06 \times 10^6$ m³, bacia hidrográfica de 1.195 km² de área e tempo de residência de 47,67 dias (CESP, 2014). Atualmente possui

aproximadamente 72 empreendimentos de piscicultura em tanques-rede, produzindo principalmente a espécie *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758) e suas linhagens (CDRS, 2021).

O estudo foi realizado em cinco áreas de amostragem, agrupadas em dois grupos: tanque e controle. O grupo tanque compreendeu três pisciculturas em tanques-rede (TR 1 - 20°23'48.27"S; 51°15'00.68"W, TR 2 - 20°02'33.62"S; 50°55'57.60"W e TR3 - 20°09'48.55"S; 50°59'48.70"W) e o grupo controle, duas áreas a montante das pisciculturas, livre de influência desses sistemas aquícolas (CT1 - 20°0'13.71"S; 50°51'58.94"W e CT2 - 20°33'02.01"S; 51°01'16.59"W) (Figura 1). Para determinação dos grupos controle foi levado em consideração o fluxo da água do canal principal e seus respectivos braços, de maneira que os grupos controle não sofram influências dos empreendimentos aquícolas. Dessa maneira, a área CT1 compreende o grupo controle para as pisciculturas TR2 e TR3 e o CT2 a área controle para TR1 (Figura 1). Todos os empreendimentos obrigatoriamente atuavam na criação de *O. niloticus*.

Figura 1. Grupos de amostragem no reservatório de Ilha Solteira, São Paulo. CT= controle e TR= tanque.



(Fonte: Própria autora, 2021)

O período de coleta compreendeu os meses de março e junho de 2019. A coleta dos exemplares foi realizada com redes de espera (3 a 18 cm entre nós não adjacentes) em todas as áreas (Licença SISBio 64763-2, Autorização CEUA/FEIS 006/2019; Certidão SisGen A908D5F). Todos os exemplares coletados foram identificados, mensurados o comprimento padrão (cm) e a massa total (g) e os estômagos foram retirados, fixados (solução de formol 4%) e conservados em álcool 70% para posterior análise laboratorial. Os conteúdos estomacais foram examinados sob estereomicroscópio óptico e os itens alimentares identificados até o menor nível taxonômico possível, por meio de chaves de identificação como Bicudo; Bicudo (1970) e Mugnai et al. (2010). Os itens alimentares foram quantificados de acordo com o método volumétrico (HYSLOP, 1980) utilizando o volume de cada item alimentar, o qual foi obtido pelo deslocamento de líquido em proveta. No caso de itens alimentares pequenos, utilizou-se uma placa de Petri milimetrada e os itens foram comprimidos com lâminas de vidro de até 1 mm e altura, e o número de quadrantes ocupados pelo item alimentar foram multiplicados por 0,001 para obter os volumes em mililitros (HELLAWELL; ABEL, 1971).

Análise de dados

Para sumarizar a composição da dieta de *M. lippincottianus* em cada grupo (tanque e controle), foi apresentada uma tabela com valores da porcentagem do volume de cada item alimentar. Para as análises estatísticas foi utilizada uma matriz dos dados de volume de todos os itens alimentares consumidos.

Para testar a predição de que haverá diferenças na composição alimentar de *M. lippincottianus* entre os grupos tanque e controle, foi utilizada a análise multivariada permutacional de variância unidirecional PERMANOVA *one-way* (ANDERSON, 2001). A PERMANOVA foi realizada com base na métrica de distância de *Bray-Curtis* (999 permutações) nos dados de volume. Tal análise permitiu avaliar as diferenças na composição da dieta (variáveis resposta) entre os grupos sob uma variável explicativa fixa (grupos) usando os indivíduos como repetições (ANDERSON, 2001). Para confirmar se as diferenças observadas estavam realmente relacionadas ao fator explicativo ou relacionadas à heterogeneidade das dispersões das amostras (ANDERSON, 2006), aplicou-se uma análise de permutação de dispersões multivariadas (PERMDISP) ao mesmo conjunto de dados. Além disso, para verificar quais os itens alimentares são responsáveis e sua contribuição para as diferenças, foi aplicada a análise de porcentagem de similaridade SIMPER *overall pool* (CLARKE, 1993) com a mesma matriz de dados e distância de *Bray-Curtis* (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Testando assim a segunda predição de que os indivíduos no grupo tanque consumirão itens alimentares disponibilizados pelos tanques de cultivo, principalmente a ração.

Para testar se a piscicultura influencia a amplitude de nicho trófico de *M. lippincottianus*, e conseqüentemente promovendo contração do nicho trófico nessa área, utilizou-se da análise PERMDISP. A amplitude do nicho trófico foi medida através da dispersão da dieta no espaço multivariado, partindo do pressuposto de que as diferenças na distância entre os indivíduos indicam que alguns indivíduos possuem

dietas mais restritas ou mais amplas do que outros. PERMDISP calcula a distância média do grupo (indivíduos/pontos/repetições) à mediana espacial no espaço multivariado (ANDERSON, 2006). O cálculo da mediana do grupo é realizado por meio da medida de dissimilaridade de *Bray-Curtis*, que permite a comparação da dissimilaridade média em n observações individuais dentro do grupo. Para testar a hipótese nula de que a amplitude de nicho trófico não diferiu entre os grupos (tanque e controle) foi utilizado uma ANOVA permutacional para comparar a distância média das dispersões de cada grupo de amostragem à mediana do grupo. O valor de p foi obtido pela estatística de F (teste de Fischer), ou seja pela razão da variância entre os grupos, pela variância entre os grupos (ANDERSON, 2006).

Por fim, para testar se a influência da piscicultura em tanques-rede resultará em alteração da guilda trófica, foi caracterizada a guilda trófica em cada área. Para isso foram utilizadas as matrizes do conteúdo estomacal e realizada a classificação, por exemplo: mais de 50% de alga no estômago: algívoro; mais de 50% de detritos/sedimentos no estômago: detritívoro; mais de 50% dos insetos aquáticos no estômago: insetívoros aquáticos; mais de 50% ou adicionando vários invertebrados e peixes no estômago: carnívoros; proporções similares de detritos e insetos aquáticos: detritívoros/insetívoros; nenhuma das afirmações acima é válida e inclui itens de diferentes origens (vegetais e animais): onívoros (NEVES; DELARIVA; WOLFF, 2015 adaptado de DE MÉRONA; MENDES DOS SANTOS; GONÇALVES DE ALMEIDA, 2001).

PERMANOVA, SIMPER e PERMDISP foram realizadas utilizando do programa R (R CORE TEAM, 2021) com auxílio do pacote vegan (OKSANEN et al., 2021) e as funções *adonis2*, *simper*, *betadisper*, e *permutest*, respectivamente. O nível de significância adotado para todas as análises foi de $p < 0,05$.

III RESULTADOS

O conteúdo estomacal de 69 indivíduos foi analisado (Tabela 1). No geral, foram identificados 19 itens alimentares, dos quais os principais itens consumidos no grupo tanque foram ração (25,93%), Rhodophyta (14,74%) e *Elodea* sp. (14,56%) (Tabela 1; Figura 2). Enquanto no grupo controle foram macrófitas não-identificadas (21,29%), Chlorophyta (20,14%) e Rhodophyta (14,69%) (Tabela 1; Figura 2). Em ambas os grupos a espécie foi classificada como algívora (Figura 2). Foram encontrados fragmentos de plásticos em 19 estômagos, tanto no grupo controle (8 estômagos) quanto no grupo tanque (11 estômagos). Estes plásticos apresentavam colorações diversas como azul, verde e preto, com texturas fibrosas ou em fragmentos (Figura 3).

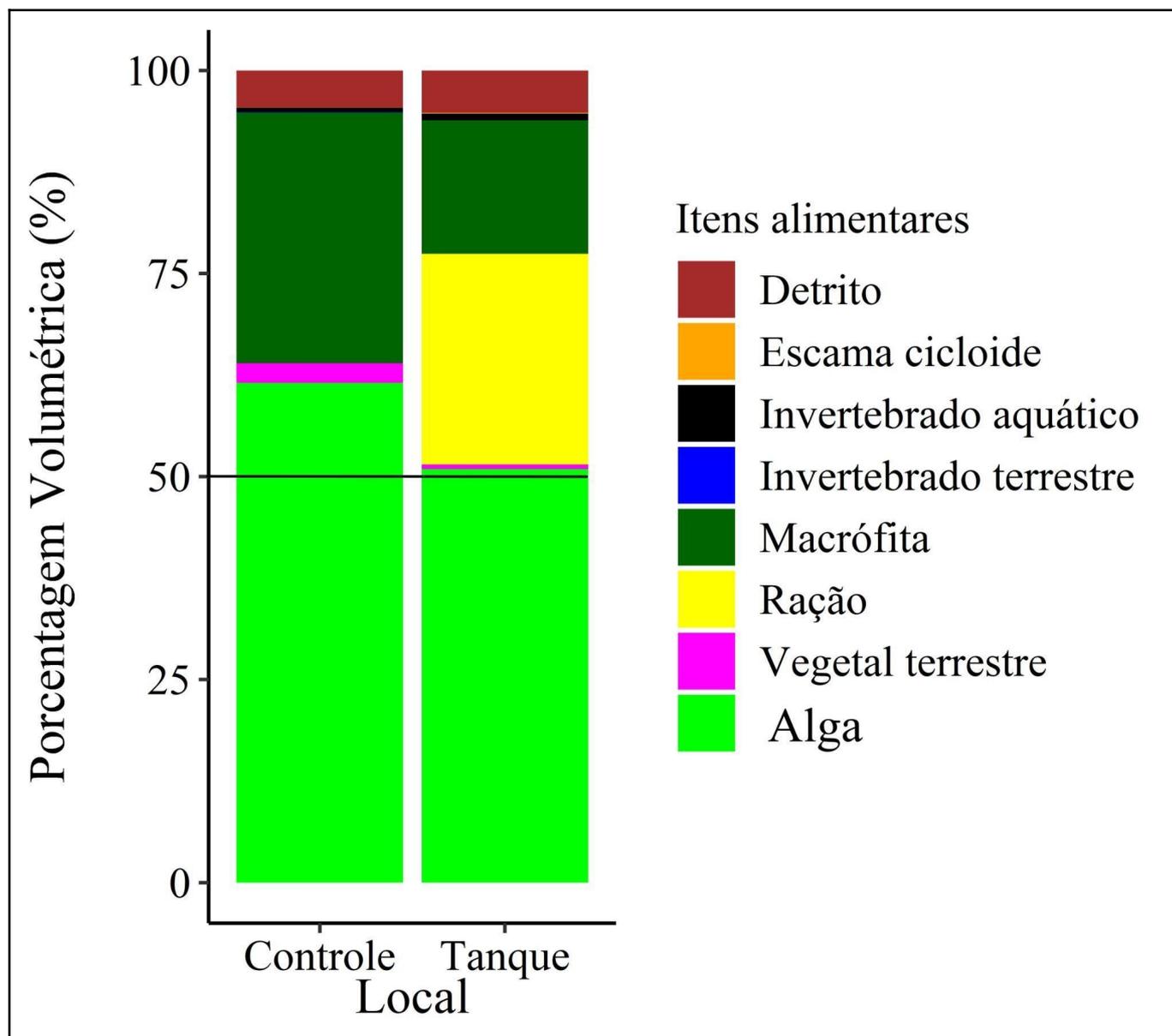
Tabela 1. Composição da dieta de *Metynnis lippincottianus* nos grupos controle e tanque, reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. Valores baseados na porcentagem dos dados de volume dos itens alimentares. Valores em negrito indicam os itens mais consumidos. * Indica valores abaixo de 0,01.

Local	Tanques-rede	Controle
Nº de estômagos analisados	40	29

Item alimentar	Porcentagem volumétrica (%)	
Autóctones (80,64%)		
Macrófita não-identificada	1,86	21,29
<i>Elodea</i> sp.	14,56	9,61
Chlorophyta	7,23	20,14
Ulothricaceae	5,23	1,20
Cladophoraceae	9,86	9,85
<i>Spyrogira</i> sp.	0,01	0,15
Zygnemataceae	7,80	6,08
Rhodophyta	14,74	14,69
Bacillariophyta	2,20	1,93
Cyanophyta	3,85	7,49
Nematoda	*	*
Microcrustáceo	0,70	0,50
Inseto aquático	0,13	0,04
Escama cicloide	0,09	0,04
Alóctones (14,48%)		
Vegetal Terrestre	0,57	2,41
Ácaro		*
Inseto Terrestre	*	0,04
Ração	25,93	
Indeterminado (4,88%)		
Detrito	5,22	4,55

(Fonte: Própria autora, 2021)

Figura 2. Porcentagem volumétrica (%) dos itens alimentares ingeridos e guilda trófica de *Metynnis lippincottianus*, nos grupos tanque e controle do reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil.



(Fonte: Própria autora, 2021).

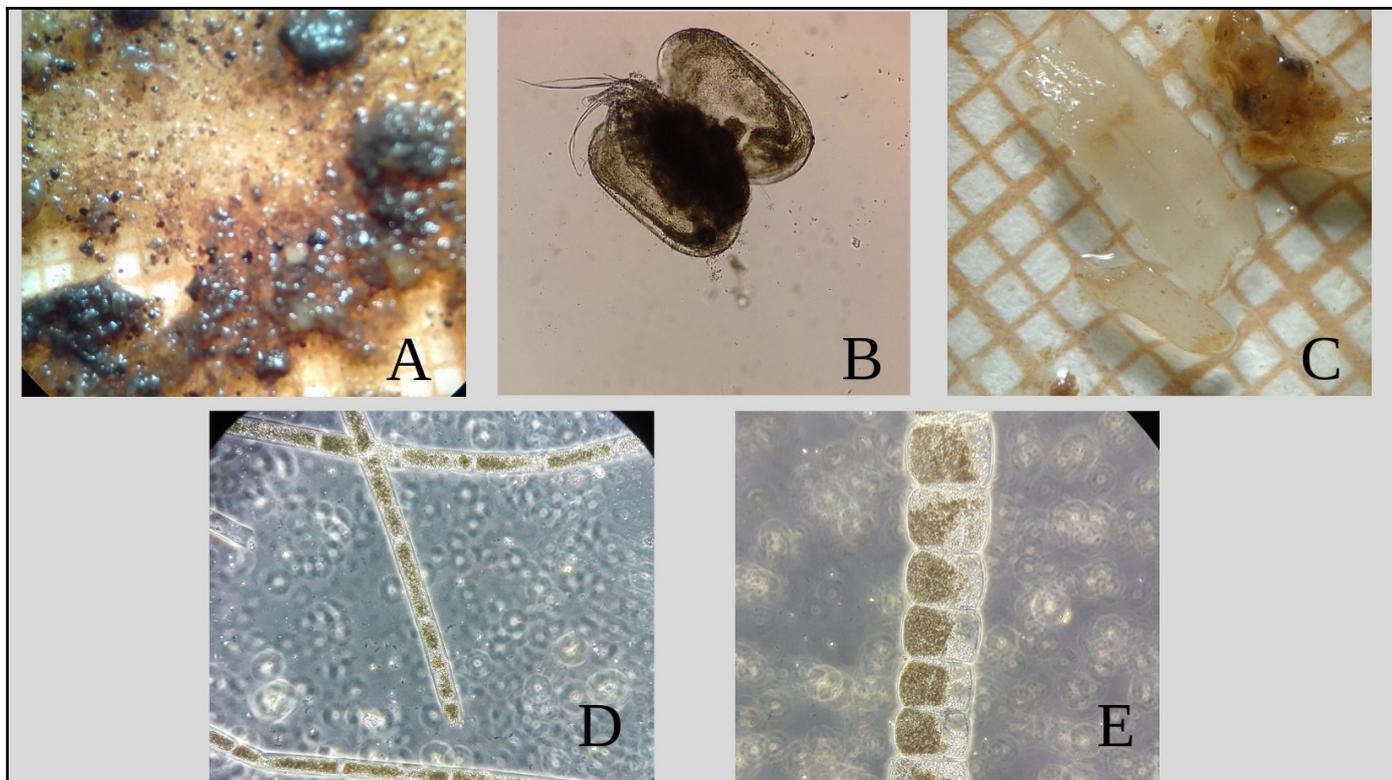
Observou-se diferença significativa na composição da dieta entre grupos de amostragens (PERMANOVA, Df = 1; F = 4,14; p = 0,001; PERMDISP, Df = 1; F = 0,689; p = 0,43). Os itens que mais contribuíram para essa diferença foram Chlorophyta, ração, Macrófitas, *Elodea* sp. e Rhodophyta, (Tabela 2; Figura 4). Com relação a amplitude de nicho trófico, não foi observada diferença significativa entre grupos de amostragens (PERMDISP, Df = 1; F = 0,689; p = 0,43).

Figura 3. Fragmento de plástico consumido pelo *Metynnis lippincottianus* no reservatório de Ilha Solteira, Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. Imagem obtida pelo microscópio na objetiva de 40x.



(Fonte: Própria autora, 2021).

Figura 4. Principais itens alimentares consumidos pelo *Metynnis lippincottianus* nos grupos controle e tanque do reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. A) Ração; B) Microcrustáceo (40x); C) *Elodea* sp.; D) Rhodophyta (20x); E) Chlorophyta (20x). As imagens A e C, foram obtidas por estereomicroscópio óptico; enquanto que B, C e E são imagens obtidas pelo microscópio na objetiva de 20x para as imagens C e E, e na objetiva de 40x para a imagem B.



(Fonte: Própria autora, 2021).

Tabela 2: Resultado da análise de dissimilaridade (SIMPER) para a proporção de itens alimentares consumidos por *Metynnis lippincottianus* nos grupos controle e tanque do reservatório de Ilha Solteira, bacia do Alto rio Paraná, São Paulo, Brasil.

	Dissimilaridade média geral	Contribuição %	Contribuição Cumulativa %	Abundância Média TR	Abundância Média CT
Chlorophyta		18,09	18,09	0,208	0,246
Ração		16,98	35,07	0,244	0
Macrófita	91,72	13,09	48,16	0,0176	0,156
<i>Elodea</i> sp.		12,68	60,84	0,137	0,0757
Rhodophyta		11,45	72,29	0,139	0,0857

(Fonte: Própria autora, 2021).

IV DISCUSSÃO

Nossa hipótese de que a piscicultura em tanques-rede interfere no aspecto alimentar de *M. lippincottianus*, foi corroborada. A composição da dieta diferiu entre os grupos, e o consumo de ração foi observado apenas no grupo tanque, embora nenhuma mudança na guilda trófica tenha sido observada entre os grupos. De acordo com relatos de estudos de diferentes áreas geográficas, *M. lippincottianus*, consumiu uma variedade de itens alimentares, como plantas aquáticas, sementes, fitoplâncton, moluscos, crustáceos e detritos (HOSHINO; TAVARES-DIAS, 2014; MOREIRA et al., 2009; YAMADA et al., 2012). Aqui, observamos o consumo principalmente de vegetais e algas aquáticas, além de insetos e microcrustáceos, e ração no grupo tanque.

A ampla gama de recursos alimentares consumidos indica que a *M. lippincottianus* tem potencial para aproveitar recursos alimentares vantajosos e abundantes no ambiente. Segundo ABELHA; AGOSTINHO; GOULART (2001), o comportamento de plasticidade e oportunismo trófico favorecem o consumo dos itens alimentares disponíveis no ambiente. Assim, infere-se que esse comportamento poderia explicar o maior consumo de ração no grupo tanque, já que é um recurso disponível em abundância e de fácil aquisição. Estudos demonstram que uma porcentagem significativa (até 18%) da ração disponibilizada para os peixes de cultivo não é consumida por eles e fica disponível no ambiente aquático servindo como alimento para os organismos silvestres (CACHO; MOURA; HENRY-SILVA, 2020; MONTANHINI NETO; OSTRENSKY, 2015).

A principal diferença observada entre os grupos de amostragem, foi o consumo de ração no grupo tanque. Esse consumo já foi relatado para outras espécies (BRANDÃO et al., 2012; KLIEMANN et al., 2022; RAMOS et al., 2013) e pode ter como consequência a alteração na condição nutricional e alteração na cadeia trófica do ecossistema aquático local (BRANDÃO et al., 2012; EDWARDS, 2015; RAMOS et al., 2013). Uma vez que ocorre o consumo da ração, itens alimentares naturais deixam de ser consumidos podendo provocar desequilíbrios nos níveis tróficos inferiores (DEMÉTRIO et al., 2012; KLIEMANN et al., 2022; RAMOS et al., 2013). Portanto, sendo a espécie *M. lippincottianus* um consumidor primário, alterações na sua composição alimentar poderiam trazer consequências na densidade de produtores, e consequente desequilíbrio no ecossistema aquático, como observado por RAMOS et al. (2010).

Quanto à guilda trófica, apesar do consumo de ração no grupo tanque, não foi observada alteração na classificação entre os grupos, sendo classificada como algívora em ambas as áreas. Essa classificação não foi relatada em nenhum outro estudo recente, sendo comum a classificação de herbivoria para esta espécie (HOSHINO; TAVARES-DIAS, 2014; KLIEMANN et al., 2022; SÁ-OLIVEIRA; ANGELINI; ISAAC-NAHUM, 2014; YAMADA et al., 2012). Segundo Hahn e Fugii (2007), esse maior consumo de algas por peixes silvestres herbívoros em reservatórios, que compreende a área de estudo, pode estar associado à maior proliferação de macrófitas aquáticas em reservatórios, que fornecem recursos, como substratos para o desenvolvimento de diversas algas. Aliado ao comportamento oportunista de *M.*

lippincottianus, infere-se que a classificação obtida neste estudo é devido a maior disponibilidade de algas, favorecida pela maior presença de macrófitas em ambas as áreas.

Apesar da diferença na composição da dieta de *M. lippincottianus* no grupo tanque, principalmente devido a ração, a amplitude de nicho trófico não variou, indicando que a dieta entre os indivíduos dentro de cada população e entre as populações, são homogêneas. Estudos relatam que dietas homogêneas, podem indicar partilha de recursos alimentares favorecendo a coexistência intraespecífica (NEVES et al., 2018; SOARES et al., 2020). Infere-se dessa forma, que a homogeneidade nas dietas observadas e o alto consumo principalmente de algas e macrófitas, podem indicar a partilha de recursos entre os indivíduos e o favorecimento da coexistência intraespecífica, fator importante para a estabilidade populacional (CHASE; LEIBOLD, 2003; KLIEMANN et al., 2021).

Além da influência da piscicultura sobre a dieta da espécie, foram encontrados fragmentos de plásticos na dieta de *M. lippincottianus* em ambas as áreas. Tal relato é muito preocupante pois estes objetos sintéticos podem provocar inúmeros efeitos negativos no peixe depois de ingerido (PINHEIRO; OLIVEIRA; VIEIRA, 2017). Pode ocorrer obstrução do canal digestivo, inflamação, laceração dos tecidos gastrointestinais (LUSHER; MCHUGH; THOMPSON, 2013; PEDÀ et al., 2016; ROCHMAN et al., 2013), afetando, também algumas condições fisiológicas como a imunidade (GREVEN et al., 2016) e mudanças no comportamento (LÖNNSTEDT; EKLÖV, 2016), até o óbito desses peixes (PAPPIS; KAPUSTA; OJEDA, 2021).

Os fragmentos de plásticos são leves, apresentam tamanho e coloração diversos, assim, é facilmente ingerido por peixes que confundem como partes dos alimentos (PINHEIRO; OLIVEIRA; VIEIRA, 2017). Além disso, estes fragmentos de plásticos ficam presos facilmente em algas filamentosas e vegetais aquáticos (COSTA; BARBOSA; BARLETTA, 2011). Assim, infere-se que a ingestão acidental desses fragmentos plásticos está associada aos tipos de alimentos consumidos pela espécie. Ainda, considerando os materiais utilizados na contenção da piscicultura em tanques-rede, como cordas, esses fragmentos plásticos podem ter vindo da piscicultura em tanques-rede, demonstrando outra influência desses modelos de criação (SANDRA et al., 2020; SKIRTUN et al., 2022; TIAN et al., 2022). Essas descobertas apontam para o problema crescente de produtos plásticos contaminando ambientes aquáticos e sendo consumidos pela biota com consequências adversas.

V CONCLUSÃO

- Observou-se que houve alteração nos aspectos alimentares dos indivíduos silvestres de *M. lippincottianus* no grupo tanque, causada, principalmente, pela ração;
- Não foi observado alteração na amplitude de nicho trófico e nem na classificação da guilda trófica, indicando uma homogeneidade na dieta entre os indivíduos dentro de cada população e entre as populações;

- A homogeneidade da dieta somada ao alto consumo de macrófitas e algas, indica que pode estar ocorrendo partilha de recursos, favorecendo a estabilidade populacional;
- A alteração na composição da dieta na área de cultivo foi causada, principalmente, pelo consumo de itens provenientes da atividade da piscicultura em tanques-rede. Assim, mesmo que a espécie adote estratégias para favorecer a coexistência como a partilha de recursos, houve a influência da piscicultura em tanque-rede sobre a dieta da espécie, que consumiu ração proveniente dos tanques de cultivo;
- Ressalta-se a importância de estudos de ecologia trófica de peixes silvestres sob influência da piscicultura em tanques-rede, uma vez que por meio da ecologia trófica é possível avaliar as interações entre o ambiente aquático e o ambiente externo .
- O consumo dos fragmentos de plásticos em ambas as áreas de amostragem, aqui observado, reforça a importância desses estudos.;
- Os resultados aqui apresentados podem ainda contribuir para o monitoramento das atividades piscícolas e auxiliar nas gestões do cultivo de peixe e dos resíduos sólidos no entorno das áreas avaliadas.

VI REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELHA, M. F. C.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 2, p. 425–434, 2001. <https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v23i0.2696>
- AGOSTINHO, A. et al. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M.S. (eds.), **Theoretical Reservoir Ecology and its application**. São Carlos: IIE – International Institute of Ecology, 1999. pp.227-265.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- ANDERSON, M. J. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, v. 62, n. 1, p. 245–253, 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x>
- BARRETT, L. T. et al. Limited evidence for differential reproductive fitness of wild Atlantic cod in areas of high and low salmon farming density. **Aquaculture Environment Interactions**, v. 10, p. 369–383. 2018. <https://doi.org/10.3354/AEI00275>
- BICUDO, C. de M.; BICUDO, R. Algas de águas continentais brasileiras: chave ilustrada para identificação de gêneros. São Paulo: **Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências**. 1970.
- BRANDÃO, H. et al. Influence of a cage farming on the population of the fish species *Apareiodon affinis* (Steindachner, 1879) in the Chavantes reservoir, Paranapanema River SP/PR, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 4, p. 438–448, 2012. <https://doi.org/10.1590/S2179975X20130050000>

BRANDÃO, H. et al. Influência de uma piscicultura em tanques-rede na dieta e atributos biológicos de *Galeocharax knerii* na represa de Chavantes, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 39, n. 2, p. 157–167, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/76643>. Acesso em: 2 ago. 2022.

BRANDÃO, H.; SANTANA, J. C. D. O.; RAMOS, I. P.; CARVALHO, E. D. Influence of cage farming on feeding and reproductive aspects of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Pimelodidae) in the Chavantes reservoir, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 36, n. 1, p. 41–50, 2014. <https://doi.org/10.4025/actascibiols.v36i1.21039>

BRANDÃO, H.; LANGE, D.; BLANCO, D. R.; RAMOS, I. P.; DE SOUSA, J. Q.; NOBILE, A. B.; CARVALHO, E. D. Fish-food interaction network around cage fish farming in a neotropical reservoir. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 33, 2021. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X10919>

CACHO, J. C. da S.; MOURA, R. S. T.; HENRY-SILVA, G. G. Influence of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fish farming in net cages on the nutrient and particulate matter sedimentation rates in Umari reservoir, Brazilian semi-arid. **Aquaculture Reports**, v. 17, p. 100358, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100358>

CARVALHO, A. et al. Condition factor and ecology of endohelminths in *Metynnis lippincottianus* from the Curiaú River, in eastern Amazon (Brazil). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 46, n. 2, p. 1–6, 2020. <https://doi.org/10.20950/1678-2305.2020.46.2.559>

CDRS. **Levantamento das unidades de piscicultura no estado de São Paulo**. Documento Téc. CDRS 123, p. 1-31, 2021. Disponível em: https://www.cati.sp.gov.br/portal/themes/unify/arquivos/produtos-e-servicos/acervo-tecnico/Documento%20T%C3%A9cnico%20123%20-%20levantamento_das_unidades_de_piscicultura_no_estado_de_sao_paulo_marco_2021.pdf. Acesso em: 2 ago. 2022.

CESP. **CESP | Cia Energética de São Paulo**. 2014. Disponível em: <https://www.cesp.com.br/>. Acesso em: 2 ago. 2022.

CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. Ecological niches – linking classical and contemporary approaches. Chicago, IL: University of Chicago. 2003.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, n. 1, p. 117–143, 1993. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>

COSTA, A. M. F.; BARBOSA, C. C.; BARLETTA, M. Plastics buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. **Journal of Coastal Research**, n. 64, p. 339–343, 2011. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/26482189>. Acesso em: 2 ago. 2022.

CYRINO, J. E. P.; CONTE, L. Tilapicultura em gaiolas: produção e economia. In: **Tópicos especiais em biologia aquática e aquíicultura**. Piracicaba: FEALQ, 2006.

- DE MÉRONA, B.; MENDES DOS SANTOS, G.; GONÇALVES DE ALMEIDA, R. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v.60, n.4, p.375–392, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1011033025706>
- DEMÉTRIO, J. A.; GOMES, L. C.; LATINI, J. D.; AGOSTINHO, A. A. Influence of net cage farming on the diet of associated wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 330–333, p. 172–178, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.11.026>
- EDWARDS, P. Aquaculture environment interactions: Past, present and likely future trends. **Aquaculture**, v. 447, p. 2–14, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.02.001>
- EL-SAYED, A. F. M. **Tilapia culture**. Cambridge: CABI Pub, 2006.
- FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture. **Sustainability in action**. Rome. 2020. Disponível em: <https://www.fao.org/documents/card/en/c/ca9229en/>. Acesso em: 2 ago. 2022.
- FROESE, R.; PAULY, D. Editors. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. 2019. Disponível em: <https://www.fishbase.se/search.php>. Acesso em: 2 ago. 2022.
- GERKING, S. D. Feeding Ecology of Fish. San Diego: Academic Press, v.64, n. 2, 1994.
- GREVEN, A. C. et al. Polycarbonate and polystyrene nanoplastic particles act as stressors to the innate immune system of fathead minnow (*Pimephales promelas*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 12, p. 3093–3100, 2016. <https://doi.org/10.1002/etc.3501>
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 04, p. 469–480, 2007. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2684354.pdf>. Acesso em: 2 ago. 2022.
- HAHN, N. S.; FUGI, R.; PERETTI, D.; RUSSO, M. R.; LOUREIRO-CRIPPA, V. E. Estrutura trófica da ictiofauna da planície de inundação do alto rio Paraná. **Programa PELD**, n. 12, p. 123–126, 2002. Disponível em: http://www.peld.uem.br/Relat2002/pdf/comp_biotico_estruturaTrofica.pdf. Acesso em: 2 ago. 2022.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A.; RYAN, P. D. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001. Disponível em: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm. Acesso em: 2 ago. 2022.
- HELLAWELL, J. M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 3, n. 1, p. 29–37, 1971. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1971.tb05903.x>
- HOSHINO, M. D. F. G.; TAVARES-DIAS, M. Ecologia parasitária de *Metynnis lippincottianus* (Characiformes: Serrasalminidae) da região da Amazônia oriental, Macapá, Estado do Amapá, Brasil. **Acta Scientiarum – Biological Sciences**, v. 36, n. 2, p. 249–255, 2014. Disponível em: <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/pt/biblio-849069>. Acesso em: 2 ago. 2022.
- HYSLOP, E. J. Stomach contents analysis—a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, v. 17, n. 4, p. 411–429, 1980. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1980.tb02775>.

JÚLIO, H. F. J.; BONECKER, C. C.; AGOSTINHO, A. A. Reservatório de Segredo e sua inserção na bacia do rio Iguaçu. In: AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. (eds.), **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo**. Maringá: EDUEM, 1997.

KLIEMANN, B. C. K. et al. Dietary changes and histophysiological responses of a wild fish (*Geophagus cf. proximus*) under the influence of tilapia cage farm. **Fisheries Research**, v. 204, n. 3, p. 337–347, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.03.011>

KLIEMANN, B. C. K.; GALDIOLI, E. M.; BIALETZKI, A.; DELARIVA, R. L. Morphological divergences as drivers of diet segregation between two sympatric species of *Serrapinnus* (Characidae: Cheirodontinae) in macrophyte stands in a neotropical floodplain lake. **Neotropical Ichthyology**, v.19, p. 1-20, 2021. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2020-0139>

KLIEMANN, B. C. K. et al. Do cage fish farms promote interference in the trophic niche of wild fish in Neotropical Reservoir? **Fisheries Research**, v. 248, n. 6 p. 106-198, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106198>

KUBITZA, F. **Índice de Conversão Alimentar de Tilápias**. 2010.

LÖNNSTEDT, O. M.; EKLÖV, P. Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. **Science**, v. 352, n. 6290, p. 1213–1216, 2016. <https://doi.org/10.1126/science.aad8828>

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, n. 1–2, p. 94–99, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>

MONTANHINI NETO, R.; OSTRENSKY, A. Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. **Aquaculture Research**, v. 46, n. 6, p. 1309–1322, 2015. <https://doi.org/10.1111/are.12280>

MONTANHINI NETO R.; NOCKO, H.; OSTRENSKY, A. Environmental characterization and impacts of fish farming in the cascade reservoirs of the Paranapanema river. Brazil. **Aquaculture Environment Interaction**, n. 6, p. 255–272. 2015. <http://dx.doi.org/10.3354/aei00130>

MOREIRA, L. H. A.; TAKEMOTO, R. M.; YAMADA, F. H.; CESCHINI, T. L.; PAVANELLI, G. C. Ecological aspects of metazoan endoparasites of *Metynnis lippincottianus* (Cope, 1870) (Characidae) from Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Helminthologia**, v. 46, n. 4, p. 214–219, 2009. <https://doi.org/10.2478/s11687-009-0040-9>

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.; BAPTISTA, D. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora. 2010.

NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L.; WOLFF, L. L. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguaçu National Park. **Neotropical Ichthyology**, v.13, n.1, p.245 – 254, 2015. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140124>

NEVES, M. P.; DA SILVA, J. C.; BAUMGARTNER, D.; BAUMGARTNER, G.; DELARIVA, R. L. Is resource partitioning the key? The role of intra-interspecific variation in coexistence among five small endemic fish species (Characidae) in subtropical rivers. **Journal of Fish Biology**, v.93, n.2, p. 238–249, 2018. <https://doi.org/10.1111/jfb.13662>

NOBILE, A. B. et al. Status and recommendations for sustainable freshwater aquaculture in Brazil. **Reviews in Aquaculture**, p.1–23, 2020. <https://doi.org/10.1111/raq.12393>

NOBILE, A. B. et al. Cage fish farm act as a source of changes in the fish community of a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 495, p. 780–785, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.06.053>

OKSANEN, A. J. et al. Vegan: Community Ecology Package. R package versão 2.5-7. 2021. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=vegan>. Acesso em: 2 ago. 2022.

PAPPIS, T.; KAPUSTA, S. C.; OJEDA, T. Metodologia de extração de microplásticos associados a sedimentos de ambientes de água doce. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 749–756, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200143>

PEDÀ, C. et al. Intestinal alterations in European sea bass *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) exposed to microplastics: Preliminary results. **Environmental Pollution**, v. 212, p. 251–256, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.083>

PINHEIRO, C.; OLIVEIRA, U.; VIEIRA, M. Occurrence and Impacts of Microplastics in Freshwater Fish. **Journal of Aquaculture & Marine Biology**, v. 5, n. 6, 2017. <http://dx.doi.org/10.15406/jamb.2017.05.00138>

PREJS, A.; PREJS, K. Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. **Oecologia**, v.71, n.3, p.397–404, 1987. <https://doi.org/10.1007/BF00378713>

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 2021. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 2 ago. 2022.

RAMOS, I. P.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; CARVALHO, E. Influence of cage fish farming on the diet of dominant fish species of a Brazilian reservoir (Tietê River, High Paraná River basin). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.20, n.3, p.245-252, 2008. Disponível em: <https://www.actalb.org/article/627da198782aad07b35c1a23/pdf/alb-20-3-245.pdf>. Acesso em: 2 ago. 2022.

RAMOS, I. P.; ZANATTA, A. S.; ZICA, É. DE O. P.; SILVA, R. J. DA; CARVALHO, E. D. Impactos ambientais de pisciculturas em tanques-rede sobre águas continentais brasileiras: revisão e opinião. In: **Tópico especiais em biologia aquática e aquicultura III São Paulo: Sociedade**, p. 87–98, 2010.

RAMOS, I. P. et al. Interference of cage fish farm on diet, condition factor and numeric abundance on wild fish in a Neotropical reservoir. **Aquaculture**, v. 414–415, p. 56–62, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.07.013>

ROCHMAN, C. M.; HOH, E.; HENTSCHEL, B. T.; KAYE, S. Classify plastic waste as hazardous (types of externalities caused by consumption of plastic bags). **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 3, p. 1646–1654, 2013. <https://doi.org/10.1021/es303700s>

ROSS, S. T. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, p.352–388, 1986. <https://doi.org/10.2307/1444996>.

RUSSO, M. R.; FERREIRA, A.; DIAS, R. M. Disponibilidade de invertebrados aquáticos para peixes bentófagos de dois riachos da bacia do rio Iguaçu, estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum - Biological and Health Sciences**, v. 24, n. 2, p. 411–417, 2002. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v24i0.2313>

SÁ-OLIVEIRA, J. C.; ANGELINI, R.; ISAAC-NAHUM, V. J. Diet and niche breadth and overlap in fish communities within the area affected by an amazonian reservoir (Amapá, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 383–405, 2014. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201420130053>

SANDRA, M. et al. Knowledge wave on marine litter from aquaculture sources. D2.2 Aqua-Lit project, Oostende, Belgium. 85p. 2020.

SANTOS, G. M.; MÉRONA, B.; JURAS, A. A.; JÉGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica de Tucuruí**. Rio de Janeiro: Eletronorte, 2004.

SCHOENER, T. W. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, v.185, p.27-39, 1974. <https://doi.org/10.1126/science.185.4145.27>

SIDONIO, L. et al. Panorama da aquicultura no Brasil : desafios e oportunidades **Agroindústria**, v. 35, p. 421–463, 2012. Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/1524/1/A%20Set.35_Panorama%20da%20aquicultura%20no%20Brasil_P.pdf. Acesso em: 2 ago. 2022.

SILVA, J. C. Da; GUBIANI, É. A.; NEVES, M. P.; DELARIVA, R. L. Coexisting small fish species in lotic neotropical environments: evidence of trophic niche differentiation. **Aquatic Ecology**, v. 51, n. 2, p. 275–288, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10452-017-9616-5>

SKIRTUN, M. et al. Plastic pollution pathways from marine aquaculture practices and potential solutions for the North-East Atlantic region. **Marine Pollution Bulletin**, v. 174, p. 113178, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113178>

SOARES, B. E.; BENONE, N. L.; ROSA, D. C. O.; MONTAG, L. F. DE A. Do local environmental factors structure the trophic niche of the Splash Tetra, *Copella arnoldi*? A test in an Amazonian stream system. **Acta Amazonica**, v. 50, n.1, p. 54–60, 2020. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201802681>

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 21–33, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582002000400003>

TIAN, Y. et al. Can we quantify the aquatic environmental plastic load from aquaculture? *Water Research*, v. 219, p. 118551, 2022. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2022.118551>

YAMADA, F. et al. Parasitism Associated With Length and Gonadal Maturity Stage of the Freshwater Fish *Metynnis lippincottianus* (Characidae). ***Neotropical Helminthology***, v. 6, n. 2, p. 247–253, 2012. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4185111>. Acesso em: 2 ago. 2022.