

Leandro Ferrari

**Intervenções humanas na dieta de peixes em riachos na região  
do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul**

Erechim, RS

2021

Leandro Ferrari

**Intervenções humanas na dieta de peixes em riachos na região  
do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Linha de pesquisa: Ecologia e Conservação da Biodiversidade

Erechim, RS

2021

Leandro Ferrari

**Intervenções humanas na dieta de peixes em riachos na região do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Ecologia.

Erechim, 29 de Abril de 2021

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp (orientador)

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

---

Profa. Dra. Rozane Maria Restello

Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

---

Profa. Dra. Maria José Alencar Vilela

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Erechim, RS

2021

F375i Ferrari, Leandro

Intervenções humanas na dieta de peixes em riachos na região do Alto Uruguai  
do Rio Grande do Sul / Leandro Ferrari. – 2021.

71 f.

Dissertação (mestrado) – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2021.

“Orientação: Prof. Dr. Luiz Hepp Lima”

1. Invasão biológica 2. Poluentes emergentes 3. Zona ripária 4. Caracídeos  
5. Peixes I. Título

C.D.U.: 567

Catalogação na fonte: bibliotecária Sandra Milbrath CRB 10/1278

Dedico este trabalho à minha família, ao amor e apoio incondicional.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao Prof. Dr. Luiz U. Hepp. pela orientação neste trabalho. Ao Laboratório de Biomonitoramento/Limnologia, pela ajuda dos profissionais e colegas na execução dos campos e demais atividades laboratoriais. Aos professores e amigos do PPG – Ecologia, da qual transmitiram seus conhecimentos com clareza e didática. A minha família, pelo apoio em nível pessoal nos momentos de desânimo. Aos amigos que também se fizeram presentes com ajuda no projeto. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela disponibilidade da bolsa de mestrado.

*"Nothing in biology makes sense except in the light of evolution" ("Nada na biologia faz sentido exceto à luz da evolução").*

(Theodosius Dobzhansky)

Dobzhansky, T. (1973). Nothing in Biology Makes Sense except in the Light of Evolution. *The American Biology Teacher*, 35(3), 125–129.

## RESUMO

Título: Intervenções humanas na dieta de peixes em riachos na região do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul

Discente: Leandro Ferrari

Orientador: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Data da defesa: 29 de abril de 2021

A região neotropical possui a maior riqueza de peixes, sendo boa parte destas espécies ocorrente no Brasil. No estado do Rio Grande do Sul, a região do Alto Uruguai apresenta inúmeros riachos de pequena ordem e diversas espécies nativas de peixes. Nestes riachos, basicamente a origem de recursos alimentares para as comunidades íctiológicas é de origem alóctone, sendo na grande maioria oriunda de sua vegetação ripária. No entanto, é uma região com ampla atividade humana nas zonas urbanas e rurais. A maioria dos municípios da região não possui tratamento de esgotos, causando constante contaminação dos corpos hídricos com resíduos sólidos e líquidos e, nas zonas rurais, a agricultura é desenvolvida de forma intensa. Neste sentido, as atividades humanas têm contribuído significativamente para as alterações nos ambientes terrestres e aquáticos e, recentemente, as invasões biológicas e a presença de resíduos plásticos nos ambientes aquáticos têm sido atribuídas, justamente, às atividades antrópicas. Nesta dissertação foi avaliada a influência de *Hovenia dulcis* (Thunb. Rhamnaceae), uma espécie arbórea exótica invasora, ocorrente nas zonas ripárias de riachos como fonte de recurso alimentar a espécies de peixes e a incidência de microplásticos (MP) no conteúdo estomacal destes organismos. Foram escolhidos quatro riachos inferiores à terceira ordem, bem característicos da região. Nos quatro riachos estudados, foram coletadas as espécies *Astyanax lacustris*, *A. henseli*, *Oligosarchus brevioris* e *Bryconamericus iheringii*. Destas espécies, apenas *O. brevioris* não consumiu *H. dulcis*. Por outro lado, as espécies do gênero *Astyanax* acabaram por fazer consumo desse recurso, tendo *A. henseli* consumido de forma accidental à sua dieta e *A. lacustris* de forma adicional. *Bryconamericus iheringii* apresentou um consumo elevado dos pseudofrutos de *H. dulcis*, o qual foi categorizado como alimento principal. No que diz respeito à incidência de MP no conteúdo estomacal das espécies, observamos a presença de MP em 72% dos conteúdos analisados. *Bryconamericus iheringii* apresentou a maior ocorrência de MP nos conteúdos estomacais (85,7%), seguido por *Astianax lacustris*.

(69,4%), *A. henseli* (69,1%) e *Oligosarchus brevioris* (66,7%). Concluindo, podemos ver que tanto a *H. dulcis* quanto os MP acabam por ser consumidos pela ictiofauna. No caso da *H. dulcis*, os pseudofrutos servem de recurso alimentar para algumas espécies. Porém, no que diz respeito à presença de MP em pequenos riachos, é uma informação preocupante, tendo em vista o pequeno porte dos ambientes estudados e sua localização (zonas rurais). As informações geradas neste trabalho são importantes para o gerenciamento e conservação de ambientes aquáticos continentais.

**Palavras-chave:** Caracídeos. Estrutura Trófica. Invasão Biológica. *Hovenia dulcis*. Poluentes Emergentes. Microplásticos. Zona Ripária.

## ABSTRACT

Title: Human interventions in diet of stream fish in Alto Uruguai region of Rio Grande do Sul

Student: Leandro Ferrari

Advisor: Prof. Dr. Luiz Ubiratan Hepp

Apresentation Date: 29th april, 2021

The neotropical region has the highest fish richness, with a good part of these species occurring in Brazil. In the state of Rio Grande do Sul, the Alto Uruguai region has numerous small streams and several native species of fish. In these streams, basically the origin of food resources for the ichthyological communities is of allochthonous origin, being the vast majority coming from their riparian vegetation. However, it is a region with extensive human activity in urban and rural areas. Most municipalities in the region do not have sewage treatment, causing constant contamination of water bodies with solid and liquid residues and, in rural areas, agriculture is intensively developed. In this sense, human activities have contributed significantly to changes in terrestrial and aquatic environments and, recently, biological invasions and the presence of plastic residues in aquatic environments have been attributed, precisely, to human activities. In this dissertation, the influence of *Hovenia dulcis* (Thunb. Rhamnaceae), an invasive exotic tree species, occurring in the riparian zones of streams as a source of food for fish species and the incidence of microplastics (MP) in the stomach content of these organisms was evaluated. Four streams inferior to the third order were chosen, very characteristic of the region. In the four streams studied, *Astyanax lacustris*, *A. henseli*, *Bryconamericus iheringii* and *Oligosarchus brevioris* were collected. Of these species, only *O. brevioris* did not consume *H. dulcis*. On the other hand, species of the *Astyanax* genus ended up consuming this resource, having *A. henseli* accidentally consumed their diet and *A. lacustris* in an additional way. *Bryconamericus iheringii* had a high consumption of *H. dulcis* pseudofruits, which was categorized as the main food. With regard to the incidence of MP in the stomach content of the species, we observed the presence of MP in 72% of the content analyzed. *Bryconamericus iheringii* presented the highest occurrence of PM in stomach contents (85.7%), followed by *Astianax lacustris* (69.4%), *A. henseli* (69.1%) and *Oligosarchus brevioris* (66.7%). In conclusion, we can see that both *H. dulcis* and MP end up being consumed by the ichthyofauna. In the case of *H. dulcis*, pseudofruits serve as a food resource for some species. However, with regard to the presence of MP in small

streams, it is worrying information, given the small size of the studied environments and their location (rural areas). The information generated in this work is important for the management and conservation of continental aquatic environments.

Keywords: Caracidae. Trophic Structure. Biological Invasion. *Hovenia dulcis*. Emerging Pollutants. Microplastics. Riparian zone.

## LISTA DE FIGURAS

### **Capítulo 1:**

Figura 1: Trechos dos riachos amostrados na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.....	36
Figura 2: Valores do Índice Alimentar de Importância (IAI) para as espécies de peixes coletas nos riachos na região Alto Uruguai antes e após o período de frutificação de <i>Hovenia dulcis</i> .....	43

### **Capítulo 2:**

Figure 1: Location of streams studied in the Uruguay River hydrographic basin (northern Rio Grande do Sul, Brazil).....	59
Figure 2: Microplastics found in gut contents of (A) <i>Astyanax henseli</i> , (B) <i>Astyanax lacustris</i> , (C) <i>Bryconamericus iheringii</i> e (D) <i>Oligosarchus brevioris</i> in studied streams in the Uruguay River hydrographic basin (northern Rio Grande do Sul, Brazil).....	61

### **Anexos:**

Figura 1: Imagens dos riachos amostrados. A) rio Lajeado Barbaquá, Barão de Cotegipe, RS; B) Rio Novo, Aratiba, RS; C) Xaxim da Barra do Cravo e D) rio Lajeado Henrique, ambos em Paulo Bento, RS.....	68
Figura 2: Peixes coletados na região do Alto Uruguai. A) <i>Astyanax henseli</i> ; B) <i>A. lacustris</i> ; C) <i>Bryconamericus iheringii</i> ; D) <i>Oligosarchus brevioris</i> .....	69
Figura 3: Pseudofrutos de <i>Hovenia dulcis</i> , coletados acidentalmente junto à rede picaré durante o arrasto no Rio Novo (Aratiba, RS).....	69
Figura 4: Fragmento de <i>Hovenia dulcis</i> no conteúdo estomacal de um <i>Astyanax henseli</i> ...70	
Figura 5: Outro tipo de plástico encontrado nos estômagos dos peixes coletados. Partícula do tipo “pellet”.....	71

## **LISTA DE TABELAS**

### **Capítulo 1:**

Tabela I: Características físicas dos riachos estudados na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.....	37
Tabela II: Relação dos exemplares coletados na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.....	40
Tabela III: Relação de Frequência de Ocorrência (FO) e Composição Percentual (CP) de categorias de itens alimentares para as quatro espécies coletadas.....	42

## SUMÁRIO

1. Apresentação.....	14
2. Introdução Geral.....	15
2.1 Peixes.....	15
2.2. Fragmentação da zona ripária e impacto antrópico.....	16
2.3. Invasão biológica e a <i>Hovenia dulcis</i> .....	17
2.4. Microplásticos em ambientes aquáticos.....	19
3. Objetivos.....	21
4. Referências.....	22
3. Capítulo 1: Consumo de <i>Hovenia dulcis</i> (Thunb. Rhamnaceae) por Characidae em riachos na região do Alto Uruguai (Rio Grande do Sul).....	33
4. Capítulo 2: Contamination of streams by microplastics: presence of synthetic fibers in fish gut contents in Uruguay River hydrographic basin (Rio Grande do Sul, Brazil).....	57
5. Conclusão Geral.....	66
5.1 Referências.....	67
6. Anexos.....	68

## 1. APRESENTAÇÃO

Nessa dissertação foram abordados os efeitos da intervenção humana sobre espécies de peixes em riachos na região do Alto Uruguai gaúcho. Dentre inúmeras formas que atividades humanas influenciam os ambientes aquáticos, esta dissertação focou na invasão de uma espécie exótica em zonas ripárias e a ocorrência de microplásticos (MP) em ambientes aquáticos. Mais especificamente, foi avaliada a influencia de *Hovenia dulcis* (Thunb. Rhamnaceae), popularmente chamada de Uva-do Japão, nas dietas de peixes. Com um período de frutificação longo, foi estudado o uso dessa espécie invasora como recurso alimentar para diferentes espécies de peixes. Além disso, foi avaliado os efeitos de microplásticos sobre os ambientes aquáticos, resultando no consumo deste material pela ictiofauna ocorrente nos riachos. Para tal, foi analizado a ocorrência desse poluente emergente no conteúdo estomacal dos peixes, elucidando sobre a ocorrência desse tipo de material no conteúdo estomacal de peixes.

A Introdução Geral apresenta os conceitos ecológicos e ambientais da região do Alto Uruguai e os impactos antropópicos causados a esses ecossistemas. Uma abordagem sobre a ictiofauna também está presente e, na sequência, é apresentada uma descrição sobre a *H. dulcis* e seu efeito na paisagem. Para finalizar, características sobre o poluente microplástico são descritas, bem como seus efeitos no ambiente e em organismos aquáticos. Ainda, são apresentados dois capítulos em formato de artigos científicos. No capítulo 1 é apresentado o manuscrito “Consumo de *Hovenia dulcis* (Thunb. Rhamnaceae) por Characidae em riachos na região do Alto Uruguai (Rio Grande do Sul)”, formatado de acordo com as normas da Revista Iheringia, série Zoologia. No capítulo 2 é apresentado o manuscrito “Contamination of streams by microplastics: presence of synthetic fibers in fish gut contents in Uruguay River hydrographic basin (Rio Grande do Sul, Brazil)”, formatado como “Short Communication” e submetido para a Revista Zoologia. Por fim, é apresentada uma Conclusão Geral, onde são expostas as principais conclusões desse estudo e perspectivas de desdobramentos desta abordagem de trabalho.

## **2. INTRODUÇÃO GERAL**

### **2.1. Peixes**

A região Neotropical (Américas do Sul e Central) é a região do planeta com maior riqueza de espécies de peixes de água doce, com números estimados entre 6.025 e 8.000 espécies (SCHAEFER, 1998; REIS et al., 2003a, ALBERT; REIS, 2011; MALABARBA; MALABARBA, 2014; BERTACO et al., 2016; DELARIVA et al., 2019). Grande parte destas espécies ocorre no Brasil, onde foram registradas 2.587 espécies (BUCKUP et al., 2007; BERTACO et al., 2016; DELARIVA et al., 2019). Para a drenagem do rio Uruguai, há registro de 275 espécies conhecidas, sendo 78 (28%) endêmicas da bacia (BERTACO et al., 2016). Em riachos ocorre uma predominância de peixes de pequeno porte como o único padrão geral com valor diagnóstico para a ictiofauna de riachos sul-americanos (CASTRO, 1999; CASATTI et al., 2001; BERTACO et al., 2016). Ainda segundo Castro (1999), associados ao pequeno porte destes peixes, seu grau relativamente elevado de endemismo e a ocupação de micro-habitat bastante específico, são fatores que acentuam ainda mais a necessidade de estabelecer estratégias para a conservação desses ambientes.

De maneira geral, os peixes apresentam diversas formas, adaptações e comportamentos, que permitem ocupar diversos ambientes aquáticos (VAZZOLER, 1996). Entre esses comportamentos, estão as diferentes estratégias de obtenção de recursos alimentares disponíveis nos ambientes aquáticos (BRANDÃO-GONÇALVES et al., 2009), uma vez que participam de todos os níveis tróficos na cadeia alimentar (i.e. consumidores de 1<sup>a</sup> ordem a predadores de topo de cadeia) (WOOTTON, 1992).

As zonas ripárias fornecem frutos e invertebrados terrestres, que são amplamente reconhecidos como recursos alimentares essenciais para os peixes (KAWAGUCHI; NAKANO, 2001; ALLAN et al., 2003). Esses alimentos terrestres podem constituir uma alta porcentagem da dieta de peixes (~40% ou mais), conforme registrado para diferentes grupos de peixes em todo o mundo (BOJSEN, 2005; CHAN et al., 2008; SULLIVAN et al., 2012; LEITE et al., 2015; DALA-CORTE, 2016). Estudos sobre alimentação baseados nos tipos de recursos deixam clara a importância da vegetação ripária de corpos d'água para a alimentação de diversas espécies de peixes de água doce, principalmente para caracídeos (LOWE-MCCONNELL, 1987; COSTA, 1987; SABINO; CASTRO, 1990; GRACIOLLI et al., 2003; BARRETO; ARANHA, 2006; FERREIRA et al., 2012). O

consumo de frutos e sementes foi documentado em aproximadamente 182 espécies pertencentes a 32 famílias de peixes de água doce (CORREA et al., 2007). Estes incluem peixes que também consomem outras partes das plantas, como folhas e flores, bem como onívoros que consomem invertebrados terrestres e aquáticos. A importância dos frutos e sementes na dieta está fortemente associada à sua disponibilidade (CORREA et al., 2007). Em praticamente todos os ecossistemas, frutos e sementes são distribuídos de forma irregular e sazonalmente disponíveis. Nas florestas inundadas pela Amazônia, a fenologia de frutificação de muitas espécies de árvores é sincronizada com o ciclo anual de cheias (KUBITZKI; ZIBURSKI, 1994). Porém o funcionamento de seus ecossistemas ribeirinhos e a biologia da grande maioria das espécies permanecem pouco estudados (REIS et al., 2003; LÓPEZ-RODRÍGUEZ et al., 2019a).

## 2.2. Fragmentação da zona ripária e impacto antrópico

Zona ripária é uma área de transição entre os ambientes terrestres e aquáticos (NAIMAN et al., 2005; TUNDISI; TUNDISI, 2010). Essa transição interligam os ecossistemas terrestres e aquáticos, com uma intensa e constante troca de energia entre estes (CUMMINS, 2002). Além disso, a zona ripária acaba por desempenhar uma gama de funções ecológicas e físicas (NAIMAN; DÉCamps, 1997), ligadas aos ecossistemas de água doce por vários caminhos e afetam o subsídio energético para as comunidades aquáticas (NAIMAN; DÉCamps, 1997; NAKANO et al., 1999; PUSEY; ARTHINGTON, 2003; DALA-CORTE et al., 2016).

Citando as interações físicas, as zonas ripárias executam funções como a de filtrar sedimentos, nutrientes e poluentes do escoamento agrícola (PETERJOHN; CORRELL, 1984, OSBORNE; KOVACIC, 1993, LOWRANCE et al., 1997; NAIMAN; DÉCamps, 1997), e fornecer sombra, que modera a temperatura do riacho (BARTON et al., 1985, ABELL; ALLAN, 2002). As zonas ripárias proporcionam: manter os recursos do canal que promovem os principais processos do ecossistema aquático (SWEENEY et al., 2004), fornecendo insumos alóctones de matéria orgânica (i.e., galhos, folhas, insetos terrestres) que servem como alimento e habitat para organismos aquáticos (SWEENEY, 1993, NAIMAN; DÉCamps, 1997; PUSEY; ARTHINGTON, 2003); filtrar sedimentos, nutrientes e poluentes do escoamento agrícola (PETERJOHN; CORRELL, 1984, OSBORNE; KOVACIC, 1993, LOWRANCE et al., 1997; NAIMAN; DÉCamps, 1997);

e fornecer sombra que modera a temperatura do riacho (BARTON et al., 1985, ABELL; ALLAN, 2002).

O aporte de material orgânico de origem alóctone em pequenos riachos é fundamental para as comunidades aquáticas (ABELHO, 2001). Este material serve de fonte energética para micro-organismos, invertebrados e vertebrados (ENGLAND; ROSEMOND, 2004), sendo o ponto de partida de cadeias alimentares (VANNOTE et al., 1980). As alterações da vegetação ripária não apenas alteram as cadeias alimentares no sistema aquático, mas também alteram a estrutura dos canais da corrente e influenciam negativamente o equilíbrio do fluxo (FERREIRA et al., 2012).

O aporte de material contaminado ou poluente também é um problema presente neste tipo de ecótono devida a fragmentação deste ecossistema e a antropização, tornando mais vulneráveis a poluição e causando impactos significativos no ecossistema (AMARAL et al., 2018; YANG et al., 2020). Por ser um ecossistema de elevada complexidade ecológica (HÄDER et al., 2020), as atividades humanas acabam por impactar nas comunidades aquáticas e ripárias, sendo diversos desses efeitos podendo ser avaliados a fim de determinar os efeitos de estressores sobre organismos aquáticos (BRUNO et al., 2014; STATZNER; BÊCHE, 2010).

### 2.3. Invasão biológica e a *Hovenia dulcis*

As espécies exóticas são organismos que ocorrem fora da sua área de distribuição natural (MMA, 2006). Quando essa espécie consegue um sucesso de dispersão nesse novo ambiente a partir do ponto onde se alocou, causando ameaças a ecossistemas, habitats ou outras espécies, é considerada invasora (KOLAR; LODGE, 2001; MMA, 2006; RICHARDSON et al., 2000). Este processo de invasão de determinado local e a espécie se tornando, posteriormente, a espécie dominante no ecossistema receptor, é denominado de invasão biológica (RICHARDSON et al., 2000; VÁLERY et al., 2008).

A invasão de espécies exóticas é considerada a segunda maior causa de extinção de espécies no planeta (RICHARDSON et al., 2000; MMA, 2006). Afetando diretamente a biodiversidade, a economia e a saúde humana (RICHARDSON et al., 2000; PIMENTEL et al., 2001; MMA, 2006; GUREVITCH et al., 2011). Este sucesso de estabelecimento normalmente é pequeno (cerca de 5% das espécies exóticas o atingem), porém ao se estabelecerem com sucesso, acarretam em alterações nos ecossistemas nativos

(RICHARDSON et al., 2000; PIMENTEL et al., 2001; MMA, 2006; GUREVITCH et al., 2011; RICKLEFS e RELYEÀ, 2016). As alterações que as espécies exóticas causam no ambiente são dependentes das próprias características intrínsecas da espécie e das condições do próprio ambiente receptor (PIŠEK et al., 2012).

Ecologicamente, e de maneira geral, espécies exóticas são consideradas “ruins” e espécies nativas consideradas “boas” (SIMBERLLOFF et al., 2013). Porém, a introdução de espécies exóticas podem não causar impactos ecossistêmicos e socioeconómicos, assim como gerar um impacto positivo ou de diferentes intensidades no ecossistema receptos (KUMSCHICK et al., 2012; SIMBERLLOFF et al., 2013). Segundo Sutherland et al. (2013), entender as formas que espécies exóticas interagem com espécies nativas e seus efeitos nos ecossistemas, são um dos grandes temas de estudos ecológicos atualmente. Sendo observado um grande aumento de estudos nessa área no Brasil e no mundo (FREHSE et al., 2012).

A Uva-do-Japão (*Hovenia dulcis* Thunb. Rhamnaceae) é uma espécie arbórea de origem asiática (CARVALHO et al., 1994) e apresenta grande capacidade de invasão (DECHOUM et al., 2015; LAZZARIN et al., 2015). A *H. dulcis* é caracterizada por ser uma árvore de médio à grande porte, podendo atingir cerca de 10 a 15 m de altura e DAP (diâmetro à altura do peito) entre 20 e 40 cm (CARVALHO et al., 1994; LORENZI et al., 2003). Os ramos das inflorescências se intumescem e tornam-se suculentos, de cor marrom, dando origem aos pseudofrutos, que possuem o tamanho de 3 cm de comprimento em média e são comestíveis (sabor agridoce). Na extremidade destas estruturas, formam-se os frutos verdadeiros, que são uma pequena cápsula globosa seca de aproximadamente 5mm, contendo 2 a 4 sementes. A dispersão das sementes é zoocórica (i.e. por animais, principalmente por aves e mamíferos

A *H. dulcis* é uma espécie comum na região do Alto Uruguai, ocorrendo em regiões de Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacionária Decidual (LAZZARIN et al., 2015). Segundo Padilha et al. (2015), indivíduos de *H. dulcis* são encontrados em aproximadamente 50% de fragmentos florestais da região do Alto Uruguai, onde o uso da terra próximo aos fragmentos é principalmente agrícola. Esta espécie é descrita na literatura como pioneira (CARVALHO et al., 1994, a), o que sugere que ela requer altos níveis de luz para se regenerar (HARTSHORN, 1978; WHITMORE, 1989; DECHOUM et al., 2015; FONTANA et al., 2020 ). No Brasil, estudos mostraram os pseudofrutos de *H. dulcis* sendo consumidos por mamíferos e aves (GIARETTA et al., 2013; LIMA et al.,

2015; HACK, 2017), sendo descrito o consumo por cervídeos, roedores, primatas e carnívoros (LIMA et al., 2015; HACK, 2017). O consumo de *H. dulcis* por aves é observado em diversas espécies nativas, de diferentes ordens e famílias (LIMA et al., 2015). As sementes ingeridas junto aos pseudofrutos passam intactas pelo trato digestivo dessas aves, sendo dispersas pelo ambiente (GIARETTA et al., 2013). O consumo por esses animais podem fazê-los atuar como dispersores de sementes, contribuindo com o processo de invasão biológica de *H. dulcis* (GIARETTA et al., 2013; LIMA et al., 2015; HACK, 2017).

No entanto, informações sobre o consumo de pseudofrutos de *H. dulcis* por peixes em ambientes naturais é incipiente. Assim, dada a importância ecológica desta espécie exótica invasora nos remanescentes florestais, inclusive nas zonas ripárias de rios e riachos, a compreensão dos seus efeitos sobre a estrutura trófica de assembleias de peixes é fundamental para a tomada de decisões acerca do manejo destas espécies. Muitas espécies vegetais de zona ripária são ictiocóricas, possuindo diásporos esponjosos (para garantir flutuabilidade) e cobertos com uma camada comestível (GONÇALVES; LORENZI 2011). Tal estrutura não se faz presente nas frutificações de *H. dulcis*, mesmo assim pode se apresentar como recurso alimentar.

#### 2.4. Microplásticos em ambientes aquáticos

Nos últimos anos, a produção de plástico apresentou um aumento exponencial, sendo que em 2013, a produção global foi equivalente a 300 milhões de toneladas (ROCHMAN et al., 2013a) e 335 milhões de toneladas em 2016 (PLASTICSEUROPE 2017). Por um longo tempo, a contaminação dos ambientes por microplásticos foi tema em estudos realizados em ecossistemas marinhos (ERIKSEN et al., 2013; PENG et al., 2018). Por outro lado, mais recentemente este poluente foi estudado em ecossistemas aquáticos continentais (MCCORMICK et al., 2014; EERKERS-MEDRANO et al., 2015; MANI et al., 2015; WU et al., 2020), apontando como a principal causa a ação humana, ligadas à ambientes urbanos.

De forma geral, os estudos relatam os efeitos dos plásticos (em diferentes dimensões) sobre os ambientes em diferentes escalas (e.g. ecossistemas, comunidades, populações e indivíduos). Nestes estudos, a maioria relata os efeitos negativos das partículas de microplásticos sobre a biota aquática (DERRAIK 2002; TALSNESS et al.,

2009; COLE et al., 2013; MUELLER et al., 2020) e sobre os ecossistemas como um todo (MA et al., 2020, HÜBNER et al., 2020). O material plástico permanece por longo período de tempo nos sistemas de água doce (BROWNE et al., 2011), permanecendo, assim, exposto à fauna nativa (SANTOS et al., 2020).

Em peixes, a ingestão de materiais sintéticos pode ocorrer diretamente na água ou indiretamente, quando os microplásticos fragmentados estão associados a recursos alimentares ingeridos pelos organismos (BOERGER et al., 2010; DAVISON; ASCH, 2011). De modo geral, as atividades agrícolas afetam os corpos hídricos, especialmente pela remoção da vegetação ripária (HUIÑOCANA et al., 2020) e aporte de elementos químicos, como pesticidas e metais pesados (LOUREIRO; HEPP, 2020). A presença dessas partículas de microplásticos mostram o quanto impactante essas atividades estão se tornando para este ambiente aquático.

### 3. OBJETIVOS

A região do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul tem seu desenvolvimento centrado na agricultura. Estas atividades acabam fragilizando a paisagem natural o que facilita o estabelecimento de espécies exóticas invasoras. Aliado a isso, os perímetros urbanos não possuem tratamento de resíduos, o que provoca o lançamento de efluentes líquidos e sólidos nos corpos hídricos. Ambas intervenções humanas na região, tem causado inúmeros problemas ecológicos, relacionados, especialmente à degradação da qualidade da água e perda de diversidade. Assim, esta dissertação foi desenvolvida com os seguintes objetivos:

- I) Avaliar os efeitos de diferentes intervenções humanas sobre a dieta de peixes em pequenos riachos;
- II) Avaliar o uso da *Hovenia dulcis* (pseudofrutos e sementes) por peixes em riachos com a zona ripária invadida por esta espécie vegetal;
- III) Verificar a incidência de partículas de microplásticos no conteúdo estomacal de peixes em riachos rurais.

### 3.1. REFERÊNCIAS

- ABELHO, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World**. v. 1, p.656-680, 2001.
- ABELL, R.; ALLAN, J. D. Riparian shade and stream temperatures in an agricultural catchment, Michigan, USA. **Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**. 28:232–237. 2002.
- ABELL, R.; THIEME, M. L.; REVENGA, C.; BRYER, M.; KOTTELAT, M.; BOGUTSKAYA, N.; COAD, B.; MANDRAK, N.; BALDERAS, S. L.; 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. Y.; HEIBEL, T. J.; WIKRAMANAYAKE, E.; OLSON, D.; LÓPEZ, H. L.; REIS, R. E.; LUNDBERG, J. G.; PÉREZ, M. H. S.; PETRY, R. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **Bioscience**, 58 (5), 403–414. 2008.
- ALBERT, J.; REIS, R. E. Introduction to Neotropical Freshwaters. In: Albert, J. & Reis, R. E. (Eds), Historical Biogeography on Neotropical Freshwaters Fishes. **University of California Press, Berkeley and Los Angeles**, California, pp. 3–19. 2011.
- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. Stream Ecology, Structure and function of running waters. Second Edition, **Springer**. 2007.
- ALLAN, J. D.; WIPFLI, M. S.; CAOUETTE, J. P.; PRUSSIAN, A.; RODGERS, J. Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 60, 309–320. 2003.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22: 711–728. 2013.
- AMARAL, A. M. B.; LIMA COSTA GOMES, J.; WEIMER, G. H.; MARINS, A. T.; LORO, V. L.; ZANELLA, R. Seasonal implications on toxicity biomarkers of *Loricariichthys anus* (Valenciennes, 1835) from a subtropical reservoir. **Chemosphere** 191, 876–885. 2018.
- BARRETO, A. P.; ARANHA, J. M. R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guarapeçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 23(3): 779-788. 2006.
- BARTON, D. R.; TAYLOR, W. D.; BIETTE, R. M. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. **North American Journal of Fisheries Management** 5:364–378. 1985.
- BERTACO, V. A.; FERRER, J.; CARVALHO, F. R.; MALABARBA, L. R. Inventory of the freshwater fishes from a densely collected area in South America - a case study of the current knowledge of Neotropical fish diversity. **Zootaxa**, 4138 (3): 401–440. 2016.

BIASI, C.; KÖNIG, R. MENDES, V.; TONIN, A. M. SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S. CARDOSO, R.; MILESI, S. V. RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Biomonitoramento das Águas pelo Uso de Macroinvertebrados Bentônicos: Oito Anos de Estudos em Riachos da Região do Alto Uruguai (RS). **Perspectiva**, Erechim. v.34, n.125, p. 67-77. 2010.

BOERGER, C. M.; LATTIN, G. L.; MOORE, S. L.; MOORE, C. J. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. **Marine Pollution Bulletin**, 2010, 60(12), 2275-2278. 2010.

BOJSEN, B. H. Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation. **Environmental Biology of Fishes** 73, 61–73. 2005.

BOJSEN, B. H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology** 47: 2246–2260. 2002.

BONADA, N.; RIERADEVALL, M.; DALLAS, H.; DAVIS, J.; DAY, J.; FIGUEROA, R.; RESH, V. H.; PRAT, N. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. **Freshwater Biology** 53: 772–788. 2008.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. Numerical ecology with R. **Springer**, New York. 2011.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S. E.; SUAREZ, Y. R. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Biota Neotropica** 9(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n1/en/abstract?article+bn03109012009>. 2009.

BROWNE, M. A.; CRUMP, P.; NIVEN, S. J.; TEUTEN, E.; TONKIN, A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. **Environmental Science & Technology**. 2011, 45, 21, 9175–9179. 2011.

BRUNO, D.; BELMAR, O.; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; GUARESCHI, S.; MILLÁN, A.; VELASCO, J. Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. **Ecological Indicators**. 45, 456–464. 2014.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro: **Museu Nacional**. 195p. 2007.

BUTZKE, A. Fitossociologia da vegetação do Alto Uruguai: Seleção das espécies arbóreas para o reflorestamento dos municípios da Região. 1997. Tese de Doutorado. Leon: **Universidad de Leon**, 1997.

CARVALHO, P. E. R. Circular Técnica: Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-Japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). Curitiba: **EMBRAPA-CNPF**, n.20, 16p. 1994.

CARVALHO, P. E. R. Espécies florestais brasileiras - recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. **EMBRAPA Florestas**, Colombo. 1994a.

CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia** 632: 273–283. 2009.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Paraná, SP. **Biota Neotropica** v1 (n1) - BN00201122001. 2001.

CASTRO, R. M. C. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas. **Oecologia Brasiliensis**, v. VI, Rio de Janeiro, p. 139-155. 1999.

CHAN, E. K.; ZHANG, Y.; DUDGEON, D. Arthropod ‘rain’ into tropical streams: the importance of intact riparian forest and influences on fish diets. **Marine and Freshwater Research** 59, 653–660. 2008.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GOODHEAD, R.; MOGER, J.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science & Technology**, 47(12), 6646 – 6655. 2013.

CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. O.; LÓPEZ-FERNÁNDEZ, H.; GALETTI, M. Evolutionary Perspectives on Seed Consumption and Dispersal by Fishes. **BioScience**. Vol. 57. No. 9, 748-756. 2007.

COSTA, W. J. E. M. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, rio Mato Grosso, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 22(3):145-153. 1987.

CUMMINS, K.W. Riparian-Stream Linkage Paradigm. **Verhandlungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**. v.28, p. 49-58, 2002.

DALA-CORTE. R. B.; BECKER, F. G.; MELO, A. S. Riparian integrity affects diet and intestinal length of a generalist fish species. **Marine and Freshwater Research**, 68(7), 1272–1281. 2016.

DAVISON, P.; ASCH, R. G. Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. **Marine Ecology Progress Series**, 2011, 432, 173-180. 2011.

DECHOUM, M. S.; CASTELLANI, T. T.; ZALBA, S. M.; REJMÁNEK, M.; PERONI, N.; TAMASHIRO, J. Y. Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. **Biological Invasions**. v.17, p. 1697–1712, 2015.

DELARIVA, R. L., NEVES, M. P., BAUMGARTNER, G., BAUMGARTNER, D. Fish fauna of the Pelotas River, Upper Uruguay River, southern Brazil. **Biota Neotropica** 19(3): 2019.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. **Marine Pollution Bulletin**, 44(9), 842 – 852. 2002.

- DI PERSIA, D. H.; NEIFF, J. J. The Uruguay River system. In: Davies, B.R. & Walker, K.F. (Eds.), **The ecology of riversystems**. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 599–621. 1986.
- DIANA, M.; ALLAN, J. D.; INFANTE, D. The influence of physical habitat and land use on stream fish assemblages in southeastern Michigan. **American Fisheries Society Symposium** 48: 359–374. 2006.
- DIAS, T. S.; STEIN, R. J.; FIALHO, C. B. Ontogenetic variations and feeding habits of a Neotropical annual fish from southern Brazil. **Iheringia Série Zoologia** 107:1-15. 2017.
- EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastic in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. **Water Research**, 2015, 75, 63-82. 2015.
- ENGLAND, L. E.; ROSEMOND, A. D. Small reductions in forest cover weaken terrestrial-aquatic linkages in headwater streams. **Freshwater Biology** 49, 721–734. 2004.
- ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON, S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; AMATO, S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, 77(1–2), 177–182. 2013.
- FERREIRA, A.; DE PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; GERHARD, P.; KASHIWAQUI, E. A. L.; CYRINO, J. E. DE P.; MARTINELLI, L. A. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish** 21:12-22. 2012.
- FONTANA, L. E.; RESTELLO, R. M.; SAUSEN, T. L.; HEPP, L. U. Efeitos da invasão de espécies vegetais na dinâmica da serapilheira em riachos subtropicais. **Acta Limnológica Brasileira**. [online]. 2020, vol.32, e302. Epub Oct 09, 2020. ISSN 2179-975X. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x8219>.
- FREHSE, F.A.; BRAGA, R.R.; NOCERA, G.A.; VITULE, J.R.S. Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. **Biological Invasions**. v.18, p. 3713–3725, 2016.
- FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. **Eschmeyer's Catalog Of Fishes:** Genera, Species, References. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 15 mar 2020.
- FROESE, R; PAULY, D. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)). Electronic version accessed 15 mar 2020. 2019.
- GIARETTA, A; HENDGES, C. D.; MAGRI, E. Frugivoria em *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae) no Parque Estadual Fritz Plaumann. **Saúde Meio Ambiente: Revista Interdisciplinar**. v. 3, p. 90-101, 2014.

GONÇALVES, E. G.; LORENZI, H. Morfologia vegetal: Organografia e dicionário de morfologia das plantas vasculares. 2<sup>a</sup> Edição. **Instituto Plantarum de Estudos da Flora**. 2011.

GRACIOLLI, G.; AZEVEDO, M. A.; F. A. G. DE MELO. Comparative study of the diet of some Glandulocaudinae and Tetragonopterinae (Ostariophysi: Characidae) in a Small Stream in Southern Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 38(2):95-103. 2003.

GROWNS, I.; GEHRKE, P. C.; ASTLES, K. L.; POLLARD, D. A. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury-Nepean River system. **Fisheries Management and Ecology** 10: 209–220. 2003.

GUREVITCH, J.; FOX, G.A.; WARDLE, G.M.; TAUB, D. Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. **Ecology Letters**. v. 14, p. 407-418, 2011.

HACK, R. O. E.; ZANETTE, E. M.; de OLIVEIRA, M. B.; SANTOS, J. J. S.; ELTZ, J. S.; de MELO, F. R. A uva-do-japão (*Hovenia dulcis*) e o muriqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*) no Paraná: a polêmica entre o controle da bioinvasão e a manutenção da disponibilidade de um item alimentar. **Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia**, 77: 35-39, 2017

HÄDER, D. P.; BANASZAK, A. T.; VILLAFAÑE, V. E.; NARVARTE, M. A.; GONZÁLEZ, R. A.; HELBLING, E. W. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. **Sci. Total Environ.** 713, 136586. 2020.

HARTSHORN, G. S. Treefalls and tropical forest dynamics. In: Tomlinson PB, Zimmermann MH (eds) Tropical trees as living systems. **Cambridge University Press**, New York, pp 617–638. 1978.

HEJDA, M.; PYŠEK, P.; JAROSÍK, V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**. v.97, p. 393–403, 2009.

HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia** 27 (1): 106–113, 2010.

HUÑOCANA, J. C. S.; ALBERTONI, E. F.; PICOLOTTO, R. C.; MILESI, S. V.; HEPP, L. U. Nestedness of insect assemblages in agriculture- impacted Atlantic forest streams. **Analles de Limnología**. 56: 3.2020.

HÜBNER, M. K.; MICHLER-KOZMA, D.; GABEL, F. Microplastic concentrations at the water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir. **Fundamental and Applied Limnology** 194/1 49-56 (online). 2020.

HYNES, H. B. N. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food the fishes. **Journal of Animal Ecology** 19:36-57. 1950.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. 271p. 2012

KAWAGUCHI, Y.; NAKANO, S. Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology** 46, 303–316. 2001.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto de Oceanografia de São Paulo** 29(2)205-207. 1980.

KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 16, p. 199-204, 2001.

KUBITZKI, K; ZIBURSKI, A. Seed dispersal in flood-plain forests of Amazonia. **Biotropica** 26: 30–43. 1994.

KUMSCHICK, S.; BACHER, S.; DAWSON, W.; HEIKKILÄ, J.; SENDEK, A.; PLUESS, T., ROBINSON, T.B.; KÜHN, I. A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. **NeoBiota**. v.15, p. 69–100, 2012.

LAZZARIN, L. C.; DA SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; SOUZA, K.; PERIN, J. E.; CRUZ, A. P. Invasão Biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em Fragmentos Florestais na Região do Alto Uruguai, Brasil. **Revista Árvore**. v.39, p. 1007-1017, 2015.

LEITE, G. F.; SILVA, F. T. C.; GONÇALVES, J. F. J.; SALLES, P. Effects of conservation status of the riparian vegetation on fish assemblage structure in neotropical headwater streams. **Hydrobiologia** 762, 223–238. 2015.

LIMA, R. E. M.; DECHOUM, M. S.; CASTELLANI, T. T. Native seed dispersers may promote the spread of the invasive Japanese raisin tree (*Hovenia dulcis* Thunb.) in seasonal deciduous forest in southern Brazil. **Tropical Conservation Science**. v.8, p. 846-862, 2015.

LÓPEZ-RODRIGUEZ, A.; SILVA, I.; ÁVILA-SIMAS, S. DE.; Stebniki, S.; BASTIAN, R.; MASSARO, M. V.; PAIS, J.; TESITORE, G. DE MELLO, F. T.; D'ANATRO, A.; VIDAL, N.; MEERHOFF, M.; REYNALTE-TATAJE, D. A.; ZANIBONI-FILHO, E.; GONZÁLES-BERGONZONI, I. Diets and trophic structure of fish assemblages in a large and unexplored subtropical river: the Uruguai River. **Water**, 11, 1374. 2019a.

LÓPEZ-RODRIGUEZ, A.; SILVA, I.; ÁVILA-SIMAS, S. DE.; Stebniki, S.; BASTIAN, R.; MASSARO, M. V.; PAIS, J.; TESITORE, G. DE MELLO, F. T.; D'ANATRO, A.;

- VIDAL, N.; MEERHOFF, M.; REYNALTE-TATAJE, D. A.; ZANIBONI-FILHO, E.; GONZÁLES-BERGONZONI, I. Diets and trophic structure of fish assemblages in a large and unexplored subtropical river: the Uruguai River. **Water**, 11, 1374. Supplementary Materials. <http://www.mdpi.com/2073-4441/11/7/1374/s1>. 2019b.
- LORENZI, H.; DE SOUZA, H. M.; TORRES, M. A.; BACHER, L. B. Árvores Exóticas no Brasil: madeireiras, ornamentais e aromáticas. Nova Odessa/SP: **Instituto Plantarum**, 2003.
- LOUREIRO, R. C.; HEPP, L. U. Stream contamination by trace elements: biota incorporation and phytoremediation. **Acta Limnológica Brasileira**. [online]., vol.32, e201. 2020.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. Ecological studies in tropical fish communities. Cambridge, **Cambridge University Press**. 382p. 1987.
- LOWRANCE, R.; ALTIER, L. S.; NEWBOLD, J. D.; SCHNABEL, R. R.; GROFFMAN, P. M.; DENVER, J. M.; CORREL, D. L.; GILLIAM, J. W.; ROBINSON, J. L.; BRINSFIELD, R. B.; STAVER, K. W.; LUCAS, W.; TODD, A. H. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management** 21:687–712. 1997.
- LUCENA, C. A. S.; CALEGARI, B. B.; PEREIRA, E. H. L.; DALLEGRAVE, E. O Uso de Óleo de Cravo na eutanásia de Peixes. **Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia**, N° 105, 20-24p. Londrina. 2013.
- MA, H.; PU, S.; LIU, S.; BAI, Y.; MANDAL, S.; XING, B. Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. **Environmental Pollution**., 261, 114089. 2020.
- MALABARBA, L. R.; MALABARBA, M. C. S. L. Filogenia e classificação dos peixes neotropicais. In: Baldissarotto, B., Cyrino, J.E.P. & Urbinati, E.C. (Eds.), **Biologia e fisiologia de peixes neotropicais de água doce**. UNESP, Jaboticabal, pp. 1–12. 2014.
- MALABARBA, L. R.; NETO, P. C.; BERTACO, V. de A.; CARVALHO, T. P.; SANTOS, J. F.; ARIOLI, L. G. S. Guia de Identificação dos Peixes da Bacia do Rio Tramandaí. Porto Alegre: **Ed. Via Sapiens**, 2013.
- MANI, T.; BURKHARDT-HOLM, P. Seasonal microplastics variation in nival and pluvial stretches of the Rhine River – From the Swiss catchment towards the North Sea. **The Science of the Total Environment**, 707, 135579. 2020.
- McCAFFERTY, W. P. Aquatic Entomology - The Fishermen's and Ecologists. Illustrated Guide to Insects and their Relative. Boston, **Jones and Bartlett Publishers**. 448p. 1981.
- MCCORMICK, A.; HOELLEIN, T. J.; MASON, S. A.; SCHLUEP, J.; KELLY, J. J. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. **Environmental Science & Technology**, 48(20), 11863 –11871. 2014.

MEADOR, M. R.; GOLDSTEIN, R. M. Assessing water quality at large geographic scales: relations among land use, water physico chemistry, riparian condition, and fish community structure. **Environmental Management** 31: 504–517. 2003.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira / **Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas**. – Brasília: 24 p. 2006.

MUELLER, M-T.; FUESER, H.; TRAC, L. N.; MAYER, P.; TRAUNSPURGER, W.; HÖSS, S. Surface-Related Toxicity of Polystyrene Beads to Nematodes and the Role of Food Availability. **Environmental Science & Technology**, 54(3), 1790 –1798. 2020.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2009. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, **Technical Books Editora**. 176p.

NAIMAN, R. J.; DÉCamps, H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**. v. 28, p. 621-658, 1997.

NAIMAN, R. J., DÉCamps, H. & McCLAIN, M. E. Riparian ecology, conservation, and management of streamside communities. San Diego, CA, USA: **Elsevier Academic Press**.430 pp. 2005.

NAKANO, S.; MIYASAKA, H.; KUHARA, N. Terrestrial-aquatic linkages: riparian arthropod inputs alter trophic cascades in a stream food web. **Ecology** 80, 2435–2441. 1999.

NEEDHAM, J. G.; NEEDHAM, P. R. Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Barcelona, **Editorial Reverte**. 131p. 1978.

OLIVEIRA-FILHO, A.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J.A.; EISENLOHR, P.V.; NEVES, D. R. M. Deving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forest. **Journal of Plant Ecology** 6:242–260. 2015.

OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology** 29:243–258. 1993.

PADILHA, D. L.; LOREGIAN, A. C.; BUDKE, J. C. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. **Biodiversity Conservation**. v.24, p. 2293–2304, 2015.

PENG, X.; CHEN, M.; CHEN, S.; DASGUPTA, S.; XU, H.; TA, K.; BAI, S. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. **Geochemical Perspectives Letters**, 9, 1– 5. 2018.

PETERJOHN, W. T.; CORRELL, D. L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology** 65:1466–1475. 1984.

PLASTICSEUROPE. Plastics – the Facts, 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data. 2017.

PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe Agriculture, Ecosystems & Environment, v.84, n.1, p.1-20, 2001.

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

PYŠEK, P.; JAROŠIK, V.; HULME, P.E.; PERGL, J.; HEJDA, M.; SCHAFFNER, U.; VILÀ, M. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. **Global Change Biology**. v.18, p.1725-1737, 2012.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em 06 ago 2019.

RAMPAZZO, S. E.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. R. S.; MARQUES, A. F. Zoneamento ambiental conceitual para o município de Erechim (RS), p. 351-381. In: J.E. SANTOS; CAVALHEIRO, F; PIRES, J.S.; C. HENKE & A.M. PIRES (Org.) Faces da policiem da Paisagem: ecologia, planejamento e percepção. São Carlos, **Rima**, 420p.2004.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. C.; FERRARIS Jr, J. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, **Edipucrs**. 729p. 2003.

RIBEIRO-COSTA, C. S.; ROCHA, R. M. Invertebrados: Manual de Aulas Práticas. Ribeirão Preto, **Holos**. 271p. 2006.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, P. D.; WEST, C. J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**. v.6, p. 93–107, 2000.

RICKLEFS, R.E.; RELYEAL, R. A Economia da Natureza. Rio de Janeiro:Guanabara Koogan, 7ed. 606p. 2016.

RIOS, S. L.; BAILEY, R. C. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. **Hydrobiologia** 553: 153–160. 2006.

ROCHMAN, C.M.; HOH, E.; KUROBE, T.; TEH, S.J. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. **Scientific Reports**, 2013, 3(1), 3263. 2013.

SABINO, J.; CASTRO, R. M. C. e. Alimentação, período de atividade, e distribuição espacial dos peixes de um riacho da floresta Atlântica (sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia** 50(1):23-26. 1990.

SANTOS, T.; BASTIAN, R.; FELDEN, J.; RAUBER, A. M.; REYNALTE-TATAJE, D. A.; DE MELLO, F. T. First record of microplastics in two freshwater fish species *Iheringithys labrosus* and *Astyanax lacustris*) from the middle section of the Uruguay River, Brazil. **Acta Limnologica**, 2020, vol. 32, e26. 2020.

SCHAEFER, S. A.; MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA Z. M. S.; LUCENA C. A. S. Conflict and resolution: Impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos Siluriformes: Loricariidae. Pp. 375-400. In: (Eds). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Porto Alegre, Edipucrs. 603p. 1998.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J.L.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D.A.; ARONSON, J.; COURCHAMP, F.; GALIL, B.; GARCÍA-BERTHOU, E.; PASCAL, M. PYŠEK, P. SOUSA, R. TABACCHI, E.; VILÀ, M. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 28, p.58-66, 2013.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**. 46: 1409–1424. 2001.

STATZNER, B.; BÊCHE, L. A. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? **Freshwater Biology**. 55, 80–119. 2010.

STRAYER, D. L. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. **Freshwater Biology**. v.55, p.152–174, 2010.

SULLIVAN, M. L.; ZHANG, Y.; BONNER, T. H. (2012). Terrestrial subsidies in the diets of stream fishes of the USA: comparisons among taxa and morphology. **Marine and Freshwater Research** 63, 409–414. 2012.

SUTHERLAND, W. J.; FRECKLETON, R. P.; GODFRAY, H. C. J.; BEISSINGER, S. R.; BENTON, T.; CAMERON, D. D.; CARMEL, Y.; COOMES, D. A.; COULSON, T.; EMMERSON, M. C.; HAILS, R.S.; HAYS, G.C.; HODGSON, D.J.; HUTCHINGS, M.J.; JOHNSON, D.; JONES, J. P. G.; KEELING, M. J.; KOKKO, H.; KUNIN, W. E.; LAMBIN, X.; LEWIS, O. T.; MALHI, Y.; MIESZKOWSKA, N.; MILNER-GULLAND, E. J.; NORRIS, K.; PHILLIMORE, A. B.; PURVES, D. W.; REID, J. M.; REUMAN, D. C.; THOMPSON, K.; TRAVIS, J. M. J.; TURNBULL, L. A.; WARDLE, D. A.; WIEGAND, T. Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**. v.101, p.58–67, 2013.

SWEENEY, B. W. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern North America. **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia** 144:291–340. 1993.

SWEENEY, B. W.; BOTT, T. L.; JACKSON, J. K.; KAPLAN, L.A.; NEWBOLD, J. D.; STANDLEY, L. J.; HESSION, W. C.; HORWITZ, R. J. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)** 101:14132–14137. 2004.

TALNESS, C. E.; ANDRADE, A. J. M.; KURIYAMA, S. N.; TAYLOR, J. A.; VOM SAAL, F. S. Components of plastic: Experimental studies in animals and relevance for human health. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, 364(1526), 2079 – 2096. 2009.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**. v. 10, p. 67-75, 2010.

VALÉRY, L.; FRITZ, H.; LEFEUVRE, J.C.; SIMBERLOFF, D. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. **Biological Invasions**. v.10, p.1345–1351, 2008.

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

VAZZOLER, A. E. A. de M. Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática. **EDUEM**; São Paulo: SBI, 169 p. 1996.

WHITMORE, T. C. (1989) Canopy gaps and the two major groups of tropical trees. **Ecology** 70:536–538. 1989.

WOOTTON, R. J. Fish Ecology. New York, **Chapman & Hall**. 212p. 1992.

WU, C.; ZHANG, K.; XIONG, X. Microplastic pollution in inland waters focusing on Asia. In: M. Wagner and S. Lambert, eds. Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants? **Switzerland: Springer Open**, 2020, pp. 101-124. 2020.

YANG, H.; ZHAO, Y.; WANG, J. H.; XIAO, W. H.; JARSSÖ, J., HUANG, Y.; LIU, Y.; WU, J. P.; WANG, H. JIA,. Urban closed lakes: Nutrient sources, assimilative capacity and pollutant reduction under different precipitation frequencies. **Sci. Total Environ.** 700, 134531. 2020.

### **3. CAPÍTULO 1**

#### **Consumo de *Hovenia dulcis* (Thunb. Rhamnaceae) por Characidae em riachos na região do Alto Uruguai (Rio Grande do Sul)**

Leandro Ferrari<sup>1,\*</sup> e Luiz Ubiratan Hepp<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e Missões, Av. Sete de Setembro, 1621, Erechim-RS, 99709-019.

<sup>2</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Av. Ranulpho Marques Leal, 3484, Três Lagoas, MS, 79613-000.

\*Autor correspondente: ferrariprofbio@gmail.com

#### **Resumo**

Em pequenos riachos a origem de recursos alimentares para a ictiofauna é alóctone, sendo oriunda, principalmente, da vegetação ripária. Por outro lado, a invasão de espécies exóticas tem colaborado com inúmeras alterações ambientais. Neste estudo avaliamos o consumo dos pseudofrutos de *Hovenia dulcis* por espécies de Characidae em riachos localizados na região norte do Rio Grande do Sul. Selecioneamos quatro riachos de pequenas ordens (<3<sup>a</sup>) com ocorrência de *H. dulcis* nas zonas ripárias. Realizamos as coletas de peixes nos períodos sem e com frutificação de *H. dulcis*. Os exemplares coletados foram identificados e dissecados. O conteúdo estomacal foi triado e identificado, para quantificar os tipos de alimentos consumidos. Quatro espécies de caracídeos foram coletadas, sendo elas *Astyanax henseli*, *A. lacustris*, *Bryconamericus iheringii* e *Oligosarchus brevioris*. Os resultados mostraram que as espécies apresentam um comportamento generalista/oportunista. No entanto, apenas *B. iheringii* consumiu *H. dulcis* de maneira representativa. Desta forma, *H. dulcis* não foi um alimento fundamental para as espécies estudadas. Mesmo assim, o manejo de espécies exóticas invasoras em zonas ripárias de riachos deve ser realizado como uma estratégia chave para a conservação e recuperação destes ambientes.

Palavras-chave: Vegetação ripária, uva-do-japão, invasão biológica, qualidade ambiental, estrutura trófica.

A região Neotropical é a região do planeta com maior riqueza de espécies de peixes de água doce, com números estimados entre 6 a 8 mil espécies (REIS *et al.*, 2003; ALBERT & REIS, 2011; MALABARBA & MALABARBA, 2014). Grande parte destas espécies ocorrem no Brasil, onde foram registradas 2.587 espécies (BUCKUP *et al.*, 2007; BERTACO *et al.*, 2016; DELARIVA *et al.* 2019). Mais especificamente, para o rio Uruguai, há o registro de 275 espécies conhecidas, sendo 78 (28%) endêmicas desta bacia hidrográfica (BERTACO *et al.*, 2016). Esta alta diversidade de peixes é explicada pelas diversas formas, adaptações e comportamentos, que permitem ocupar diversos ambientes aquáticos (VAZZOLER, 1996). Entre esses comportamentos, estão as diferentes estratégias de obtenção de recursos alimentares disponíveis nos ambientes aquáticos (BRANDÃO-GONÇALVES *et al.*, 2009), uma vez que participam de todos os níveis tróficos na cadeia alimentar (WOOTON, 1992).

As zonas ripárias dos rios e riachos fornecem frutos e invertebrados terrestres que são amplamente reconhecidos como recursos alimentares essenciais para os peixes (KAWAGUCHI & NAKANO, 2001; ALLAN *et al.*, 2003). Esses alimentos terrestres (i.e. alóctones) podem constituir uma alta porcentagem na dieta de peixes (~40% ou mais) (BOJSEN, 2005; CHAN *et al.*, 2008; SULLIVAN *et al.*, 2012; LEITE *et al.*, 2015; DALACORTE, 2016). De modo geral, pequenos artrópodes (terrestres e aquáticos) são os itens alimentares mais importante para os peixes (CASTRO, 1990). Por outro lado, o consumo de frutos e sementes tem se constituído como recurso alimentar de mais de 150 espécies de peixes de água doce (CORREA *et al.*, 2007). Além disso, os peixes podem consumir outras partes das plantas, como folhas e flores. Porém, a relação entre o consumo direto de recursos autóctones e alóctones pela maioria das espécies de peixes ainda é incipiente (REIS *et al.*, 2003; LÓPEZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2019a).

A invasão de espécies exóticas é considerada a segunda maior causa de extinção de espécies no planeta (RICHARDSON *et al.*, 2000; MMA, 2006). A invasão biológica, afeta diretamente a biodiversidade, a economia e a saúde humana (RICHARDSON *et al.*, 2000; PIMENTEL *et al.*, 2001; MMA, 2006; GUREVITCH *et al.*, 2011). Contudo, a introdução de espécies exóticas pode causar impactos positivo ou de diferentes intensidades nos ecossistemas receptores (KUMSCHICK *et al.*, 2012; SIMBERLLOFF *et al.*, 2013). Segundo Sutherland *et al.* (2013), entender como as espécies exóticas interagem com espécies

nativas e seus efeitos nos ecossistemas são um dos grandes temas de estudos ecológicos atualmente. A Uva-do-Japão (*Hovenia dulcis* Thunb. Rhamnaceae) é uma espécie arbórea de origem asiática (CARVALHO *et al.*, 1994) e apresenta grande capacidade de invasão (DECHOUM *et al.*, 2015; LAZZARIN *et al.*, 2015). Segundo Padilha *et al.* (2015), indivíduos de *H. dulcis* são encontrados em aproximadamente 50% de fragmentos florestais da região do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul. No Brasil, estudos mostram os pseudofrutos de *H. dulcis* sendo consumidos por diferentes espécies de mamíferos e aves (GIARETTA *et al.*, 2013; LIMA *et al.*, 2015; HACK, 2017), mas não há registro na literatura sobre o consumo por peixes. Assim, dada a importância ecológica de *H. dulcis* nos remanescentes florestais, inclusive nas zonas ripárias de rios e riachos (FONTANA *et al.*, 2020), a compreensão dos seus efeitos sobre a estrutura trófica de assembleias de peixes é fundamental para a tomada de decisões acerca do manejo destas espécies.

No norte do Rio Grande do Sul, em especial na região do Alto Rio Uruguai, os esforços para compreender os efeitos ecológicos da invasão de *H. dulcis* têm sido ampliados, especialmente para avaliar os efeitos desta espécie sobre a biodiversidade e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (BIASI *et al.*, 2020; FONTANA *et al.*, 2020). Nestes estudos, os autores concluem que a presença da *H. dulcis* nas zonas ripárias dos riachos e sua intensa contribuição em termos de matéria orgâica (i.e. folhas e pseudofrutos) tem alterado padrões de diversidade e ciclagem de nutrientes nestes ambientes. Neste sentido, considerando que há ocorrência de diversas espécies de peixes que, potencialmente, podem fazer uso dos pseudofrutos de *H. dulcis* como fonte de recurso, a compreensão destas relações tróficas é relevante em termos de conservação aquática (LÓPEZ-RODRÍGUEZ *et al.*, 2019a; b). Neste estudo testamos a hipótese que os pseudofrutos de *H. dulcis* serão consumidos por peixes, especialmente pelos generalistas-onívoros. E que, quando ocorrer o consumo, será proporcionalmente maior que recursos nativos.

## Materiais e métodos

**Área de estudo.** A Região do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul está situada ao norte do Estado (27°12'59" e 28°00'47"S e 51°49'34" e 52°48'12"O), possuindo área equivalente a ~591 mil ha e altitude variando entre 280 a 900 m (ROVANI *et al.*, 2020). O clima da Região é classificado como subtropical do tipo temperado, com regimes pluviométricos

regulares e estações bem definidas (ALVARES *et al.*, 2013). As precipitações anuais variam de 1.750 a 2.000 mm e a temperatura varia de 8°C a 27°C (ALVARES *et al.*, 2013). A Região do Alto Uruguai faz parte do Bioma Mata Atlântica, sendo denominada como uma área de transição entre Floresta Estacional Sempre verde com Araucária e Estacional Semidecídua (IBGE, 2012; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2015). As bacias hidrográficas ocorrem em uma formação geológica basáltica e o solo típico é classificado como “Ec” (Erechim Latossolo Roxo Distrófico) (RAMPANZO *et al.*, 2004; HEPP *et al.*, 2010).

Na Região, selecionamos quatro riachos para a realização as coletas em trechos de pequena ordem (<3<sup>a</sup> ordem). Os trechos amostrados localizaram-se Rio Lajeado Barbaquá (27°37'48"S, 52°22'25"O; município de Barão de Cotegipe), Rio Novo (27°25'39"S, 52°18'36"O; município de Aratiba), Xaxim da Barra do Cravo (27°43'11"S, 52°28'37"O; município de Paulo Bento) e Lajeado Henrique (27°40'32"S, 52°20'55"O; município de Paulo Bento) (Figura 1). Os riachos estão localizados na zona rural e apresentam características ambientais semelhantes (Tabela I), com águas bem oxigenadas (>8 mg/L), pH levemente alcalino (pH~8), baixa condutividade elétrica (<145 mS/cm) e concentrações de nitrogênio total inferiores a 8 mg/L.

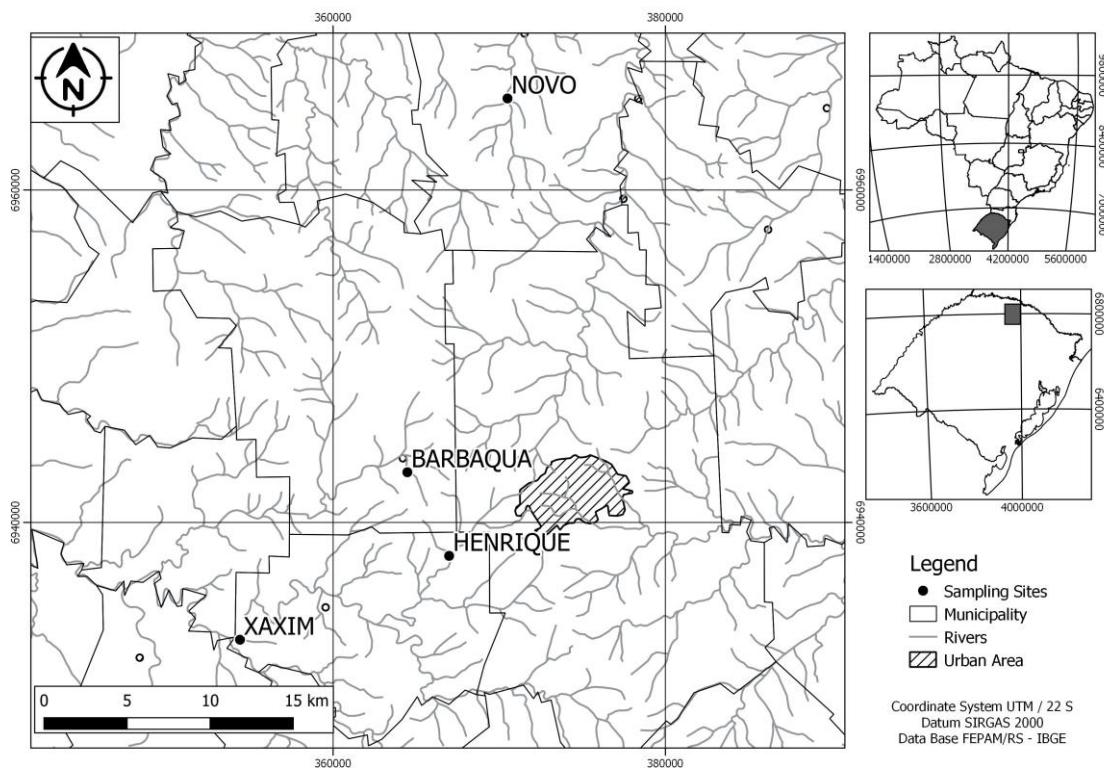


Figura 1. Trechos dos riachos amostrados na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.

Tabela I. Características físicas dos riachos estudados na Região Alto Uruguai dos Rio Grande do Sul.

Riacho	Coordenadas Geográficas	Largura (m)	Profundidade (m)	Substrato e fluxo	Característica das margens
Lajeado	27°37'48,1"S	~2 m	~0,5 m	Arenoso/barroso, com seixos.	Agrícola, presença de vegetação à montante
Barbaquá	52°22'25,3"O			Correnteza 0,07 m/s	
				Água turva/barrenta	
Lajeado	27°40'32,2"S	~2,4 m	0,3-0,5 m	Pedras e matracões.	Vegetação ripária presente,
Henrique	52°20'55,8"O			Correnteza 0,66 m/s.	pequena faixa agrícola (12m).
Rio Novo	27°25'39,81"S 52°18'36,90"O	~5 m	0,3-0,8 m	Pedras e seixos. Correnteza 0,08 m/s.	Vegetação ripária separando usos
				Remansos com maior profundidade.	agrícolas
Xaxim	da 27°43'11,6"S	1,2 m	0,2-0,3 m	Seixos e pedras. Correnteza 0,05 m/s.	Faixa de vegetação em uma das margens, uso agrícola na margem oposta.
Barra	do 52°28'37,0"O				
Cravo					

*Amostragem dos peixes e análise do conteúdo estomacal.* Os peixes foram coletados entre outubro/2019 e janeiro/2020, quando não há aporte dos pseudofrutos de *Hovenia dulcis* nos riachos e em outono/inverno (junho de 2020), quando há o aporte dos pseudofrutos nos riachos. Realizamos as coletas com puçá (60 x 40 cm; malha 0,2 cm), com rede tipo picaré (10 x 2 m; malha 0,5 cm) ou com caniço e anzol, utilizando isca de sagu com farinha de milho. Variamos os métodos de coleta de acordo com as características dos trechos/riachos amostrados. As coletas foram autorizadas pelo ICMBio (Sisbio nº 70751).

Os exemplares coletados foram eutanasiados em Eugenol (70 mg/L) e fixados em laboratório com solução de Formalina 10% (LUCENA *et al.*, 2013). Depois de fixados, transferimos os exemplares para solução de Etanol 70% até momento de triagem e identificação. Identificamos os exemplares até nível taxonômico de espécie segundo REIS *et al.* (2003), FROESE & PAULY (2021) e FRICKE *et al.* (2021). Os procedimentos para a eutanásia e análise de conteúdos estomacais foi autorizada pelo Comitê de Ética da URI. Os exemplares analisados foram tombados no Museu Regional do Alto Uruguai (MuRAU-URI, Lotes 1338 a 1371).

Para as análises da dieta, os exemplares foram dissecados para retirada dos estômagos. O conteúdo estomacal foi triado em estereomicroscópio, de acordo com procedimentos propostos por NEEDHAM & NEEDHAM (1978) e MCCAFFERTY (1981). Identificamos os itens de origem animal até o menor nível taxonômico possível (ordem/subordem) e os itens de origem vegetal apenas distinguindo *H. dulcis* dos demais (RIBEIRO-COSTA & ROCHA, 2006; MUGNAI *et al.* 2010), sendo separado em sete classes (a: autóctone animal, b: autóctone vegetal, c: autóctone inorgânico, d: alóctone animal, e: alóctone vegetal, f: alóctone inorgânico e g: *H. dulcis*). Foi considerado como material alóctone, todo o material de origem ou encontrado no corpo d'água e material autóctone o material oriundo ou ocorrente na zona ripária, fora do riacho. Foi considerado como material vegetal partes distintas de plantas (i.e. semente, folhas, flores e frutos). Material animal toda parte de invertebrado, assim como partes de vertebrados. E material inorgânico toda parte de origem não biológica (i.e. sedimento, plástico, etc.). O material orgânico que se encontrava em alto estado de digestão, bem como pedaços de isca de sagu foram desconsiderados. Em complemento, os Nematelmintos também foram desconsiderados por não ser possível distinguir se o item foi consumido ou se tratar de parasita intestinal ocorrente na amostra.

*Análise dos dados.* Para as análises dos dados, consideramos as comparações entre as espécies identificadas e os períodos com e sem aporte de pseudofrutos de *H. dulcis*. Desconsideramos os riachos como fatores preditores, pois (i) os mesmos apresentaram características limnológicas semelhantes, não apresentando eventuais efeitos ambientais sobre as espécies estudadas e (ii) pelo fato de não termos coletado número de exemplares necessários para a aplicação de abordagens inferenciais.

Para descrição do conteúdo estomacal nos baseamos na frequência de ocorrência ( $F_o$ ; Equação 1), considerando o número de estômagos contendo uma categoria de alimentos em particular em relação ao número total de estômagos (HYNES, 1950). Além disso, calculamos a Composição Percentual ( $CP$ ; Equação 2), estimada em consideração a contribuição quantitativa de cada item, em relação a todos os itens (HYSLOP, 1980; DIAS *et al.*, 2017). Por fim, calculamos a importância relativa de cada categoria alimentar (Equação 3) estabelecida de acordo com o índice alimentar ( $IA_i$ ) (KAWAKAMI & VAZZOLER, 1980). Calculamos o  $IA_i$  para determinar qual a importância de cada categoria alimentar (alimento principal, adicional ou acidental) na dieta das espécies coletadas nesse estudo.

$$F_o = (N_i \times N_{tot}) / 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

$N_i$  = Número de estômagos contendo determinado item.

$N_{tot}$  = Número total de estômagos.

$$CP = I_n / I_{tot} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

$I_n$  = Número de quadriculas ocupadas por determinado item.

$I_{tot}$  = Número total de quadriculas.

$$IA_i = [(F_{oi} \times V_{oi}) / \sum(F_{oi} \times V_{oi})] \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:

$i$  = item alimentar;

$F_{oi}$  = frequência de ocorrência;

$V_{oi}$  = frequência volumétrica ( $CP$ ).

Comparamos os valores proporcionais de IAi utilizando um teste Qui-Quadrado para proporções iguais. Consideramos como hipótese nula que os valores do referido índice seria semelhantes entre cada período (sem e com aporte de *H. dulcis*) em cada espécie estudada. Para avaliar a preferência de itens alimentares de origem alóctone ou autóctone e vegetal ou animal (log-transformados), realizamos uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PerMANOVA; 999 permutações) utilizando como variáveis categóricas o período (dois níveis categóricos) e as espécies de peixes (quatro níveis categóricos). Adicionalmente, testamos a interação entre estes dois preditores em relação ao consumo das categorias de itens alimentares considerados neste estudo. As análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2019).

## Resultados

Foi coletado um total de 149 exemplares de quatro espécies da família Characidae, sendo elas *Astyanax henseli* Melo & Buckup 2006, *Astyanax lacustris* (Lütken 1875), *Bryconamericus iheringii* (Boulenger 1887) e *Oligosarchus brevioris* Menezes 1987. Deste total, coletamos 119 exemplares no período sem disponibilidade dos pseudofrutos de *H. dulcis* e 30 exemplares no período com disponibilidade do recurso. *A. henseli* foi a espécie mais abundante (44% do total coletado), seguida por *A. lacustris* (29,5%), *B. iheringii* (19,5%) e *O. brevioris* (7%) (Tabela II).

Tabela II. Relação dos exemplares coletados no período de setembro de 2019 a junho de 2020 nos quatro riachos estudados da Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.

Espécies	Períodos		Total (%)
	Sem	Com	
	pseudofrutos	pseudofrutos	
<i>Astyanax henseli</i>	47	18	65 (44%)
<i>Astyanax lacustris</i>	39	5	44 (29,5%)
<i>Bryconamericus iheringii</i>	25	4	29 (19,5%)
<i>Oligosarchus brevioris</i>	8	3	11 (7%)

A composição dos itens alimentares variou entre as espécies ( $F_{(3;141)}=3,4$ ,  $p=0,001$ ) e entre os períodos de coleta ( $F_{(1;141)}=9,8$ ,  $p=0,001$ ). Em adição, há variação na composição dos recursos alimentares consumidos mediada pelo período ( $F_{(3;141)}=2,1$ ,  $p=0,02$ ). Desta forma, a frequência de ocorrência (FO) e composição percentual (CP) dos itens alimentares variaram entre as quatro espécies (Tab. III). Em *A. henseli*, o consumo de material autóctone vegetal foi maior no período sem a presença de pseudofrutos e o material alóctone animal foi maior no período de frutificação. Em *A. lacustris* a maior FO e CP no período sem frutos foram para material alóctone animal e durante a frutificação, o consumo de pseudofrutos de *H. dulcis* foi representativo (Tab. III). *B. iheringii* consumiu mais material autóctone inorgânico (46%) e material autóctone animal. Por fim, *O. brevioris* consumiu prioritariamente material autóctone animal (47%).

Três espécies (*A. henseli*, *A. lacustris* e *B. iheringii*) consumiram os pseudofrutos de *H. dulcis* (Figura 2). Quando comparado o consumo de *H. dulcis* por essas espécies, observamos diferença significativa entre as espécies, especialmente para *A. henseli* e *B. iheringii* ( $\chi^2 = 109$ ,  $p<0,0001$ ). *B. iheringii* explorou os pseudofrutos de *H. dulcis* como alimento principal (IAi = 60), seguido de material alóctone animal como alimento adicional (IAi = 39). *Astyanax lacustris* consumiu de forma semelhante a matéria vegetal alóctone e *H. dulcis* (IAi = 46 e IAi = 47, respectivamente). A espécie *A. henseli* apresentou um consumo acidental de *H. dulcis* (IAi = 0,06), indicando uma baixa preferência pelo recurso (Figura 2).

Tabela III: Relação de Frequência de Ocorrência (FO) e Composição Percentual (CP) de categorias de itens alimentares para as quatro espécies coletadas.

Categoria de itens	Espécies															
	<i>A. henseli</i>				<i>A. lacustris</i>				<i>B. iheringii</i>				<i>O. brevioris</i>			
	Sem frutificação (%)		Com frutificação (%)		Sem frutificação (%)		Com frutificação (%)		Sem frutificação (%)		Com frutificação (%)		Sem frutificação (%)		Com frutificação (%)	
	FO	CP	FO	CP	FO	CP	FO	CP	FO	CP	FO	CP	FO	CP	FO	CP
Autóctone Animal	1,2	25,5	8,3	55	10,8	38,5	0,6	50	19,2	70,8	0	0	46,7	50	71	100
Autóctone Vegetal	55,7	51	0	0	28,5	33,3	0,1	25	0,01	4,1	0	0	0	0	0	0
Autóctone Inorgânico	15,9	59,6	0	0	10,7	43,6	0	0	45,9	33,3	0	0	0	0	0	0
Alóctone Animal	11,9	57,4	84,4	80	34,5	74,3	4,1	100	21	75	30,1	100	28,9	87,5	74,6	100
Alóctone Vegetal	15,2	34	6,7	40	15,5	41	32	100	17,7	29,2	0	0	24,4	62,5	18,3	33,3
Alóctone Inorgânico	0	0	0,01	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hovenia dulcis</i>	0	0	0,5	10	0	0	63,1	50	0	0	69,9	66,7	0	0	0	0

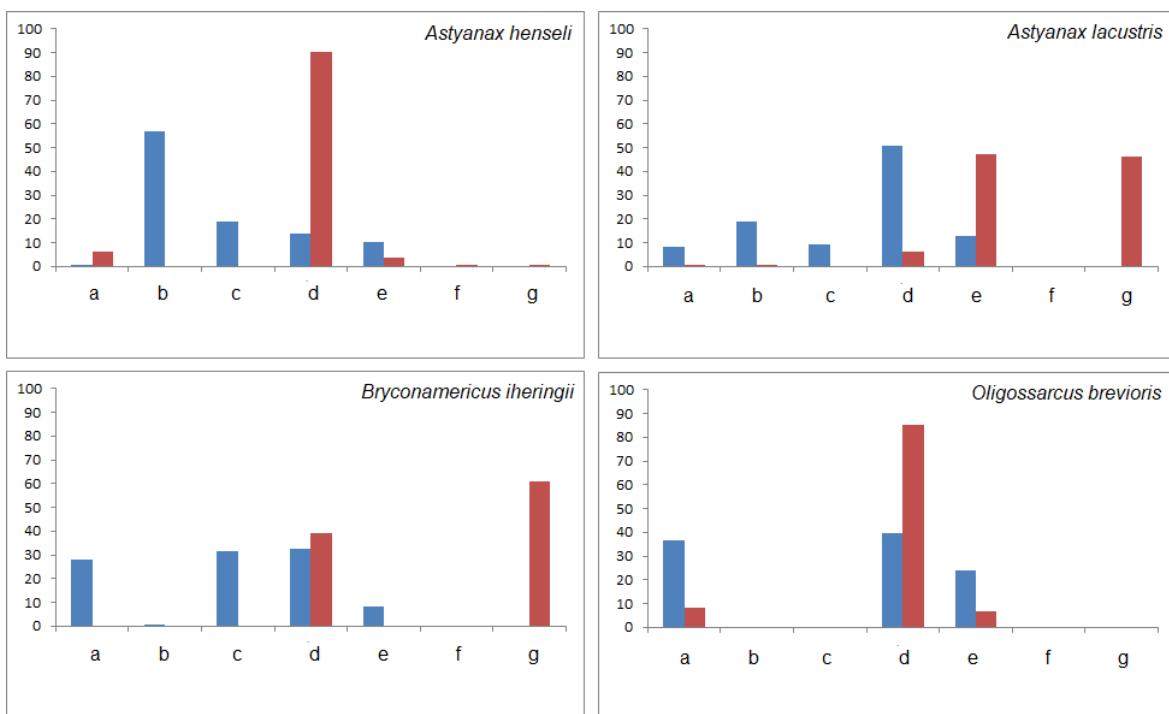


Figura 2. Valores do Índice Alimentar de Importância (IAI) para as espécies de peixes coletas nos riachos na região Alto Uruguai antes e após o período de frutificação de *Hovenia dulcis*. (a: autóctone animal, b: autóctone vegetal, c: autóctone inorgânico, d: alóctone animal, e: alóctone vegetal, f: alóctone inorgânico e g: *H. dulcis*).

## Discussão

Neste estudo, observamos que três entre as quatro espécies de Characidae coletadas consumiram pseudofrutos ou folhas de *Hovenia dulcis*. No entanto, apenas *B. iheringii* consumiu este recurso de forma representativa. Além disso, observamos que a composição dos itens alimentares consumidos pelas espécies variou entre os riachos e períodos do ano, indicando uma importância significativa do aporte de material orgânico alóctone oriundo de indivíduos de *H. dulcis*. Isso demonstra que a invasão biológica por *H. dulcis*, além de alterar os ecossistemas terrestres (PADILHA *et al.*, 2015; DECHOUM *et al.*, 2015) pode afetar os ambientes aquáticos, como já observado em recentes estudos (BIASI *et al.*, 2020; FONTANA *et al.*, 2020).

As espécies coletadas apresentaram um comportamento generalista, ou seja, consomem os alimentos de acordo com a disponibilidade. Esse comportamento é descrito como característico para a família Characidae (WOOTON, 1992; BRANDÃO-GONÇALVES *et*

*al.*, 2009). Neste sentido, os recursos consumidos pelos Characidae podem proceder de fontes autóctone ou alóctone (KAWAGUCHI & NAKANO, 2001). Dentro os itens considerados em nossa análise de conteúdo, as quatro espécies consumiram, mesmo em diferentes proporções, todos os itens. Esta variação no consumo dos diferentes itens refletiu a disponibilidade do mesmo nos dois períodos de amostragem. Vários estudos relatam que as alterações sazonais no consumo de recursos podem estar ligadas à sua disponibilidade ao longo dos períodos (ABELHO, 2001; BOJSEN & BARRIGA, 2002; CASATTI *et al.*, 2009). Essas observações ficam evidentes quando observamos o consumo marcante de *H. dulcis* por *B. Iheringii*.

*Bryconamericus iheringii* foi a espécie que mais explorou *H. dulcis* como recurso alimentar. Segundo a literatura, *B. iheringii* apresenta um comportamento onívoro/iliófago, se alimentando de grandes quantidades de algas e sedimentos (ORICOLLI & BENNEMANN, 2006; FERREIRA *et al.* 2012 ; CASTRO & CARVALHO, 2015). Porém, o gênero *Bryconamericus* se apresenta como grande capacidade adaptativa, sendo caracterizado como generalista (CASATTI & CASTRO, 1998; REZENDE & MAZZONI, 2003; RUSSO *et al.*, 2004; FERNÁNDEZ *et al.*, 2012). Além disso, em *B. iheringii* há registro de uma variação ondogenética em sua alimentação. Segundo BORGES *et al.* (2006), indivíduos adultos desta espécie se alimentam menos de itens de origem animal, sendo os jovens mais generalistas. Neste estudo, os resultados apontam uma tendência à onivoria, indicando que a espécie se aproveita mais destes recursos alóctones disponíveis.

*Astyanax lacustris* apresentou preferência alimentar por material vegetal alóctone, incluindo os pseudofrutos de *H. dulcis*. Essa observação acaba sendo corroborada por outros estudos que destacam o consumo de generalistas de acordo com a disponibilidade de recursos (VILELLA *et al.*, 2002; SACCOL-PEREIRA, 2008). Tais recursos podem ser de origem autóctone, como macrófitas e organismos bentônicos (SACCOL-PEREIRA, 2008), assim como sementes, frutos e folhas (VILELLA *et al.*, 2002).

*Astyanax henseli* apresentou baixa preferência por *H. dulcis*, preferindo explorar outros itens alimentares (especialmente de origem animal), provavelmente por considerá-los mais nutritivos ou palatáveis, mesmo no período com aporte/disponibilidade de *H. dulcis*. Estudos anteriores mostram que o gênero *Astyanax* apresenta uma grande plasticidade trófica, sendo caracterizadas como carnívoras (RINGUELET, 1975), herbívoras (HAHN *et al.*, 1997; GROSMAN, 1999), zooplanctívoras (ARCIFA *et al.*, 1991), detritívoro (ABELHA *et al.*, 2006), insetívoro (FERREIRA *et al.*, 2012) e, acima de tudo,

onívoro/generalista (LOBÓN-CERVIÁ & BENEMMANN, 2000; GRACIOLLI *et al.*, 2003; ROQUE *et al.*, 2003; OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005; FERREIRA, 2007; ESTEVES *et al.*, 2008; MAZZONI *et al.*, 2010; FERREIRA *et al.*, 2012).

No caso de *Oligosarchus brevioris*, esta espécie se apresentou predominantemente predadora, com sua dieta mais voltada para a invertívoria/ictivoria, apesar de eventualmente consumir itens de origem vegetal. Estudos com o gênero *Oligosarchus* corroboram com estes resultados, da qual apontam justamente a ictivoria (NUNES & HART, 2006), assim como invertívoria (HARTZ *et al.*, 1996; HERMES-SILVA *et al.*, 2004; NUNES & HARTZ, 2006). Neste estudo, nos propomos a compreender as relações entre o uso de *Hovenia dulcis* como recursos alimentar de peixes em riachos.

Nossas expectativas eram que as espécies generalistas-onívoras iriam consumir *H. dulcis* e no período de maior disponibilidade do recurso, este seria mais importante que os recursos nativos. No entanto, observamos que mesmos as espécies de Characidae coletadas sendo generalistas, apenas *B. iheringii* consumiu *H. dulcis* de maneira mais representativa. Desta forma, *H. dulcis* não é um alimento fundamental para as espécies no período em que há grande oferta de folhas e pseudofrutos. Outra observação sobre o consumo dos pseudofrutos foi que não houve consumo de sementes de *H. dulcis*, sendo assim, nenhuma das espécies atuando como dispersora desta espécie. Porém, nossos resultados não podem ser interpretados de forma favorável a manutenção da *H. dulcis* nas margens dos riachos. Temos que considerar que as quatro espécies estudadas, são de pequeno porte e que características morfológicas podem ter contribuído para nossos resultados. Assim, o manejo de espécies exóticas invasoras em zonas ripárias de riachos e rios deve ser considerado uma estratégia chave para a conservação e recuperação destes ambientes.

*Agradecimentos.* Os autores agradecem ao suporte dos colegas do Laboratório de Biomonitoramento pelo auxílio nas atividades de coleta. LF agradece a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela Bolsa/Taxa (PROSUC). LUH recebe apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, Proc. #421632/2016-0) e Bolsa Produtividade (#305203/2017-7).

## Referências

- ABELHA, M. C. F.; GOULART, E.; KASHIWAQUI, E. A. L.; SILVA, M. R. 2006. *Astyanax paranae* Eigenmann, 1914 (Characiformes: Characidae) in the Alagados Reservoir, Paraná, Brazil: diet composition and variation. *Neotropical Ichthyology*, 4(3):349-356. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252006000300006>
- ABELHO, M. 2001. From litterfall to breakdown in streams: a review. *The Scientific World*. v. 1, p.656-680.
- ALLAN, J. D.; WIPFLI, M. S.; CAOUETTE, J. P.; PRUSSIAN, A.; RODGERS, J. 2003. Influence of streamside vegetation on inputs of terrestrial invertebrates to salmonid food webs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 60, 309–320.
- ALBERT, J.; REIS, R. E. 2011. Introduction to Neotropical Freshwaters. In: Albert, J. & Reis, R. E. (Eds), *Historical Biogeography on Neotropical Freshwaters Fishes*. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California, pp. 3–19.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.
- ARCIFA, M. S.; NORTHCOTE, T. G.; FROEHLICH, O. 1991. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. *Journal of Tropical Ecology*, 7(2):257-268. <https://doi.org/10.1017/S0266467400005423>
- BERTACO, V. A.; FERRER, J.; CARVALHO, F. R.; MALABARBA, L. R. 2016. Inventory of the freshwater fishes from a densely collected area in South America - a case study of the current knowledge of Neotropical fish diversity. *Zootaxa*, 4138 (3): 401–440.
- BIASI, C.; KÖNIG, R. MENDES, V.; TONIN, A. M. SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S. CARDOSO, R.; MILESI, S. V. RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. 2010. Biomonitoramento das Águas pelo

Uso de Macroinvertebrados Bentônicos: Oito Anos de Estudos em Riachos da Região do Alto Uruguai (RS). PERSPECTIVA, Erechim. v.34, n.125, p. 67-77.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S. E.; SUAREZ, Y. R. 2009. Hábitos alimentares de *Bryconamericus stramineus* Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí, Mato Grosso do Sul, Brasil. Biota Neotropica 9(1):

BOJSEN, B. H. 2005. Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation. Environmental Biology of Fishes 73, 61–73.

BOJSEN, B. H. & BARRIGA, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. Freshwater Biology 47: 2246–2260.

BORGES, R. Z.; BIALETZKI, A.; NAKATANI, K. 2006. Morfologia do trato digestório e dieta de larvas de *Bryconamericus aff. iheringii* (Boulenger, 1887) (Osteichthyes, Characidae). Acta Sci Biol Sci 28(1):51-57. <http://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v28i1.1059>.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 195p.

CARVALHO, P. E. R. 1994. Circular Técnica: Ecologia, silvicultura e usos da uva-do-Japão (*Hovenia dulcis* Thunberg). Curitiba: EMBRAPA-CNPF, n.20, 16p.

CASATTI, L. & CASTRO, R. M. C. 1998. A fish community of the São Francisco river headwater riffles, southeastern Brazil. Ichthyol Explor Freshw 9(3):229-242

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. 1990. Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais. In Ecologia de Peixes de Riachos: Estado Atual e Perspectivas. Oecologia Brasiliensis, v. VI, Rio de Janeiro, p. 139-155.

CASTRO, R. J. & CARVALHO, E. D. 2015. Ecomorphological patterns of small sympatric fish from a neotropical reservoir. *Biodiversidade* 14(2):153-166

CHAN, E. K.; ZHANG, Y.; DUDGEON, D. 2008. Arthropod ‘rain’ into tropical streams: the importance of intact riparian forest and influences on fish diets. *Marine and Freshwater Research* 59, 653–660.

CORREA, S. B.; WINEMILLER, K. O.; LÓPEZ-FERNÁNDEZ, H.; GALETTI, M. 2007. Evolutionary Perspectives on Seed Consumption and Dispersal by Fishes. *BioScience*. Vol. 57. No. 9, 748-756.

DALA-CORTE. R. B.; BECKER, F. G.; MELO, A. S. 2016. Riparian integrity affects diet and intestinal length of a generalist fish species. *Marine and Freshwater Research*, 68(7), 1272–1281.

DECHOUUM, M. S.; CASTELLANI, T. T.; ZALBA, S. M.; REJMÁNEK, M.; PERONI, N.; TAMASHIRO, J. Y. 2015. Community structure, succession and invasibility in a seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Biological Invasions*. v.17, p. 1697–1712.

DELARIVA, R. L., NEVES, M. P., BAUMGARTNER, G., BAUMGARTNER, D. 2019. Fish fauna of the Pelotas River, Upper Uruguay River, southern Brazil. *Biota Neotropica* 19(3).

DIAS, T. S.; STEIN, R. J.; FIALHO, C. B. 2017. Ontogenetic variations and feeding habits of a Neotropical annual fish from southern Brazil. *Iheringia Série Zoologia* 107:1-15.

ESTEVEZ, K. E.; LOBO, A. V. P.; FARIA, M. D. R. 2008. Trophic structure of a fish community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga River, Upper Tietê River Basin, Brazil). *Hydrobiologia*, 598:373–387. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9172-4>

FERNÁNDEZ, E. M.; FERRIZ, R. A.; BENTOS, C. A.; LOPEZ, G. R. 2012. Dieta y ecomorfología de la ictiofauna Del Arroyo Manantiales, provincia de Buenos Aires, Argentina. Rev Mus Argent Cienc Nat 14(1):1-13

FERREIRA, A.; DE 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. Ecol Freshw Fish 21(1):12-22. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2011.00518.x>

FERREIRA, K. M. 2007. Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. Neotropical Ichthyology, 5(3):311-326.

FONTANA, L. E.; RESTELLO, R. M.; SAUSEN, T. L.; HEPP, L. U. 2020. Efeitos da invasão de espécies vegetais na dinâmica da serapilheira em riachos subtropicais. Acta Limnol. Bras. [online]. 2020, vol.32, e302. Epub Oct 09, 2020. ISSN 2179-975X. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x8219>.

FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. 2021. Eschmeyer's Catalog Of Fishes: Genera, Species, References. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 20 jan 2021.

FROESE, R & PAULY, D. 2021. FishBase. World Wide Web electronic publication. ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)). Electronic version accessed 20 jan 2021.

GIARETTA, A; HENDGES, C. D.; MAGRI, E. 2013. Frugivoria em *Hovenia dulcis* (Rhamnaceae) no Parque Estadual Fritz Plaumann. Saúde Meio Ambiente: Revista Interdisciplinar. v. 3, p. 90-101.

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. <http://doi.org/10.1076/snfe.38.2.95.15932>

GROSMAN, F. 1999. Estrutura da comunidade de peixes da represa “Lago del Fuerte”, Tandil, Argentina. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 21(2):267-275.

GUREVITCH, J.; FOX, G.A.; WARDLE, G.M.; TAUB, D. 2011. Emergent insights from the synthesis of conceptual frameworks for biological invasions. *Ecology Letters*. v. 14, p. 407-418.

HACK, R. O. E.; ZANETTE, E. M.; DE OLIVEIRA, M. B.; SANTOS, J. J. S.; ELTZ, J. S.; DE MELO, F. R. 2017. A uva-do-japão (*Hovenia dulcis*) e o muriqui-do-sul (*Brachyteles arachnoides*) no Paraná: a polêmica entre o controle da bioinvasão e a manutenção da disponibilidade de um item alimentar. *Bol. Soc. Bras. Mastozool.*, 77: 35-39.

HAHN, N. S.; ANDRIAN, I. F.; FUGI, R.; ALMEIDA, V. L. L. 1997. Ecologia Trófica. In: VAZZOLER, A. E. A. M., AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (eds) *A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM-Nupélia, Maringá, pp 209-228.

HARTZ, S. M., A. MARTINS & BARBIERI, G. 1996. Dinâmica da alimentação e dieta de *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864) na lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Characidae). *Boletim do Instituto de Pesca*, 23: 21-29.

HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia* 27 (1): 106–113.

HERMES-SILVA, S., S. MEURER & ZANIBONI-FILHO, E. 2004. Biologia alimentar e reprodutiva do peixe-cachorro (*Oligosarcus jenynsii* Günther, 1864) na região do alto rio Uruguai, Brasil. *Acta Scientiarum, Maringá*, 26: 175-179.

HYNES, H. B. N. 1950. The food of fresh-water sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food the fishes. *Journal of Animal Ecology* 19:36-57.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro. 271p.

KAWAGUCHI, Y. & NAKANO, S. 2001. Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* 46, 303–316.

KAWAKAMI, E. & VAZZOLER, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Boletim do Instituto de Oceanografia de São Paulo* 29(2)205-207.

KUMSCHICK, S.; BACHER, S.; DAWSON, W.; HEIKKILÄ, J.; SENDEK, A.; PLUESS, T., ROBINSON, T.B.; KÜHN, I. 2012. A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota*. v.15, p. 69–100.

LAZZARIN, L. C.; DA SILVA, A. C.; HIGUCHI, P.; SOUZA, K.; PERIN, J. E.; CRUZ, A. P. 2015. Invasão Biológica por *Hovenia dulcis* Thunb. em Fragmentos Florestais na Região do Alto Uruguai, Brasil. *Revista Árvore*. v.39, p. 1007-1017.

LEITE, G. F.; 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.

LIMA, R. E. M.; DECHOUM, M. S.; CASTELLANI, T. T. 2015. Native seed dispersers may promote the spread of the invasive Japanese raisin tree (*Hovenia dulcis* Thunb.) in seasonal deciduous forest in southern Brazil. *Tropical Conservation Science*. v.8, p. 846-862.

LOBÓN-CERVIÁ, J. & BENNEMANN, S. 2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus*

*maculatus* in rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). Archiv fur Hydrobiologie, 149(2):285-306. <http://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/149/2000/285>

LÓPEZ-RODRUIGUEZ, A.; SILVA, I.; ÁVILA-SIMAS, S. DE.; STEBNIKI, S.; BASTIAN, R.; MASSARO, M. V.; PAIS, J.; TESITORE, G. DE MELLO, F. T.; D'ANATRO, A.; VIDAL, N.; MEERHOFF, M.; REYNALTE-TATAJE, D. A.; ZANIBONI-FILHO, E.; GONZÁLES-BERGONZONI, I. 2009a. Diets and trophic structure of fish assemblages in a large and unexplored subtropical river: the Uruguai River. Water, 11, 1374.

LÓPEZ-RODRUIGUEZ, A.; SILVA, I.; ÁVILA-SIMAS, S. DE.; STEBNIKI, S.; BASTIAN, R.; MASSARO, M. V.; PAIS, J.; TESITORE, G. DE MELLO, F. T.; D'ANATRO, A.; VIDAL, N.; MEERHOFF, M.; REYNALTE-TATAJE, D. A.; ZANIBONI-FILHO, E.; GONZÁLES-BERGONZONI, I. 2019b. Diets and trophic structure of fish assemblages in a large and unexplored subtropical river: the Uruguai River. Water, 11, 1374. Supplementary Materials. <http://www.mdpi.com/2073-4441/11/7/1374/s1>.

LUCENA, C. A. S.; CALEGARI, B. B.; PEREIRA, E. H. L.; DALLEGRAVE, E. 2013. O Uso de Óleo de Cravo na eutanásia de Peixes. Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia, Nº 105, 20-24p. Londrina.

MALABARBA, L. R. & MALABARBA, M. C. S. L. 2014. Filogenia e classificação dos peixes neotropicais. In: Baldissarotto, B., Cyrino, J.E.P. & Urbinati, E.C. (Eds.), Biologia e fisiologia de peixes neotropicais de água doce. UNESP, Jaboticabal, pp. 1–12.

MAZZONI, R.; NERY, L. L.; IGLESIAS-RIOS, R. 2010. Ecologia e ontogenia da alimentação de *Astyanax janeiroensis* (Osteichthyes, Characidae) de um riacho costeiro do Sudeste do Brasil. Biota Neotropica, 10(3):53-60. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000300005>

MICHAEL, R. S. 1991. *Aquatic Entomology - The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and their Relatives*. Boston, Jones and Bartlett Publishers. 448p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. 2006. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira / Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: 24 p.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2009. Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Technical Books Editora. 176p.

NEEDHAM, J. G. & NEEDHAM, P. R. 1978. Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Barcelona, Editorial Reverte. 131p.

NUNES, D. M. & HARTZ, S. M. 2006. Feeding dynamics and ecomorphology of *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) and *Oligosarcus robustus* (Menezes, 1969) in the lagoa Fortaleza, southern Brazil. Brazilian Journal of Biology, 66: 121-132.

OLIVEIRA, D. C. & BENNEMANN, S. T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. Biota Neotropica, 5(1):1-13. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032005000100011>

OLIVEIRA-FILHO, A.; BUDKE, J. C.; JARENKOW, J.A.; EISENLOHR, P.V.; NEVES, D. R. M. 2015. Diving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forest. Journal of Plant Ecology 6:242–260.

ORICOLLI, M. C. G. & BENNEMANN, S. T. 2006. Dieta de *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) em riachos da bacia do rio Tibagi, Estado do Paraná. Acta Sci Biol Sci 28(1):59-63. <http://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v28i1.1060>

PADILHA, D. L.; LOREGIAN, A. C.; BUDKE, J. C. 2015. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. Biodiversity Conservation. v.24, p. 2293–2304.

PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. 2001. Economic and

environmental threats of alien plant, animal, and microbe Agriculture, Ecosystems & Environment, v.84, n.1, p.1-20.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. 2020. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em 06 ago 2020.

RAMPAZZO, S. E.; SANTOS, J. E.; PIRES, J. R. S.; MARQUES, A. F. 2004. Zoneamento ambiental conceitual para o município de Erechim (RS), p. 351-381. In: J.E. SANTOS; CAVALHEIRO, F;

RINGUELET, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América Del Sur. Ecosur, 2(3):1-122.

ROQUE, F. O.; PEPINELLI, M.; FRAGOSO, E. M.; FERREIRA, W. A.; BARILLARI, P. R.; YOSHINAGA, M. Y.; STRIXINO, S. T.; VERANI, N. F.; LIMA, M. I. S. 2003. Ecologia de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP). In: HENRY, R. ed. Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. Rima Editora, São Carlos, pp 313-338.

PIRES, J.S.; C. HENKE & A.M. PIRES (Org.) Faces da policemia da Paisagem: ecologia, planejamento e percepção. São Carlos, Rima, 420p.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O. C.; FERRARIS JR, J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs. 729p.

REZENDE, C. F. & MAZZONI, R. 2003. Contribuição da matéria autóctone e alóctone para a dieta de *Bryconamericus microcephalus* (Miranda-Ribeiro) (Actinopterygii, Characidae), em dois trechos de um riacho de Mata Atlântica, Rio de Janeiro, Brasil. Rev Bras Zool 23(1):58-63. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-81752006000100004>

RIBEIRO-COSTA, C. S. & ROCHA, R. M. 2006. Invertebrados: Manual de Aulas Práticas. Ribeirão Preto, Holos. 271p.

RICHARDSON, D. M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M. G.; PANETTA, P. D.; WEST, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. v.6, p. 93–107.

ROVANI, I. L.; DECIAN, V.S.; ZANIN, E.M.; BRANDALISE, M.; QUADROS, F.R.; HEPP, L.U. 2020. Socioeconomic Changes and Land Cover of the Northern Region of Rio Grande do Sul, Brazil. *Floresta e Ambiente*, 2020: 27(3): e20180258 (online).

RUSSO, M. R.; HAHN, N. S.; PAVANELLI, C. S. 2004. Resource partitioning between two species of *Bryconamericus* Eigenmann, 1907 from the Iguaçu river basin, Brazil. *Acta Sci Biol Sci* 4(26):431-436.

SACCOL-PEREIRA, A. 2008. Variação sazonal e estrutura trófica da assembleia de peixes do Delta do rio Jacuí, RS, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 120p.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J.L.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D.A.; ARONSON, J.; COURCHAMP, F.; GALIL, B.; GARCÍA-BERTHOU, E.; PASCAL, M. PYŠEK, P. SOUSA, R. TABACCHI, E.; VILÀ, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*. v. 28, p.58-66.

SULLIVAN, M. L.; ZHANG, Y.; BONNER, T. H. 2012. Terrestrial subsidies in the diets of stream fishes of the USA: comparisons among taxa and morphology. *Marine and Freshwater Research* 63, 409–414.

SUTHERLAND, W. J.; FRECKLETON, R. P.; GODFRAY, H. C. J.; BEISSINGER, S. R.; BENTON, T.; CAMERON, D. D.; CARMEL, Y.; COOMES, D. A.; COULSON, T.; EMMERSON, M. C.; HAILS, R.S.; HAYS, G.C.; HODGSON, D.J.; HUTCHINGS, M.J.; JOHNSON, D.; JONES, J. P. G.; KEELING, M. J.; KOKKO, H.; KUNIN, W. E.; LAMBIN, X.; LEWIS, O. T.; MALHI, Y.; MIESZKOWSKA, N.; MILNER-GULLAND, E. J.; NORRIS, K.; PHILLIMORE, A. B.; PURVES, D.

W.; REID, J. M.; REUMAN, D. C.; THOMPSON, K.; TRAVIS, J. M. J.; TURNBULL, L. A.; WARDLE, D. A.; WIEGAND, T. 2013. Identification of 100 fundamental ecological questions. *Journal of Ecology*. v.101, p.58–67.

VAZZOLER, A. E. A. DE M. 1996. Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática. EDUEM; São Paulo: SBI, 169 p.

VILELLA, F. S.; F. G. BECKER & S. M. HARTZ. 2002. Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic forest river in Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45: 223-232.

WOOTTON, R. J. 1992. Fish Ecology. New York, Chapman & Hall. 212p.

## 4. CAPÍTULO 2

### Contamination of streams by microplastics: presence of synthetic fibers in fish gut contents in Uruguay River hydrographic basin (Rio Grande do Sul, Brazil)

Leandro Ferrari<sup>1</sup> (ORCID: 0000-0002-5382-2142), Luiz Ubiratan Hepp<sup>1,2</sup> (ORCID: 0000-0002-8499-9549)

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Av. Sete de Setembro, 1621, 99709-910, Erechim, RS, Brazil. E-mail: ferrariprofbio@gmail.com

<sup>2</sup> Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campus Três Lagoas, Av. Ranulpho Marques Leal, 3484, Distrito Industrial, 79620-080, Três Lagoas, MS, Brazil. E-mail: luizuhepp@gmail.com

Corresponding author: Luiz Ubiratan Hepp (luizuhepp@gmail.com)

**Abstract:** The increase in plastic production and the absence of efficient management systems for this waste, facilitates its presence in aquatic environments. Microplastic (MP) particles causing several negative effects on biodiversity, from ecosystem to individual levels. In fish, MP intake occurs by confusing the small particles as food. Furthermore, its consumption may be associated with sediment or other organisms, thus remaining in your digestive system. In this study, we evaluated the presence of MP in the gut content of four characids species in small streams in the upper portion of Uruguay River hydrographic basin (northern Rio Grande do Sul). Among the total organisms collected, we observed the presence of MP in 72% of total analyzed guts. We collected four species, *Bryconamericus iheringii* presented the highest occurrence of MP in gut contents (85.7%), followed by *Astyanax lacustris* (69.4%), *A. henseli* (69.1%) and *Oligosarcus brevioris* (66.7%). The presence of MP in a high percentage of fish demonstrates the progress of degradation of water resources, including in rural areas. In addition, the problems related to fish diversity, mobility of this pollutant through the aquatic food chain can occur.

Keywords: plastic fibres, Characidae, aquatic environments, water quality.

In recent years, plastic production has increased exponentially, with global production equivalent to 300 million tons in 2013 (Rochman et al. 2013a) and 335 million tons in 2016 (Plastics Europe 2017). For a long time, the contamination of environments by microplastics (MP) has been the subject of studies carried out in marine ecosystems (Eriksen et al. 2013; Peng et al. 2018). On the other hand, more recently this pollutant has been studied in continental aquatic ecosystems (McCormick et al. 2014; Eerkers-Medrano et al. 2015; Mani et al. 2015; Wu et al. 2020).

In general, studies report the effects of plastics (in different dimensions) on environments at different scales (e.g. ecosystems, communities, populations and individuals). In these studies, most report the negative effects of MP particles on aquatic biota (Derraik 2002; Talsness et al. 2009; Cole et al. 2013; Mueller et al. 2020) and on ecosystems (Ma et al. 2020; Hübner et al. 2020). The plastic material remains for a long period of time in freshwater systems (Browne et al. 2011), thus remaining exposed to native fauna (Santos et al. 2020). In fish, the ingestion of synthetic materials can occur directly in water or indirectly, when fragmented MP are associated with food resources ingested by organisms (Boerger et al. 2010; Davison and Asch 2011).

In this study, we evaluated the occurrence of MP in gut content of four species of lambaris (Characidae, Characiformes) in streams in the upper portion of Uruguay River Hydrographic Basin (Rio Grande do Sul, Brazil). This group was chosen because they are individuals abundant in streams and they have omnivorous and generalist feed habitat. In this sense, the evaluation of gut contents of these species can serve as a tool for monitoring the contamination of plastics in continental aquatic environments.

We collected the fish in small order streams (<3rd order) located in rural area of municipalities of Barão de Cotegipe, Aratiba and Paulo Bento (Figure 1), in the upper portion of Uruguay River hydrographic basin ( $27^{\circ}12'59''S$  and  $28^{\circ}00'47''S$ ;  $51^{\circ}49'34''W$  and  $52^{\circ}48'12''W$ ). The region has a subtropical temperate climate (Alvares et al. 2013), is

inserted in the Atlantic Forest biome (Oliveira-Filho et al. 2015) and its landscape is mostly composed of agricultural uses (Rovani et al. 2020). In general, streams are <4 m wide, <0.5 m deep, with well-oxygenated water ( $>8 \text{ mg L}^{-1}$ ), neutral to slightly acidic pH (6-7) and electrical conductivity <0.1 mS cm $^{-1}$ . The streambed is basically composed of stones, with eventual banks of leaves and sand. The riparian vegetation on both banks is <15 m, and in the adjacent areas, agricultural or farming activities are common.

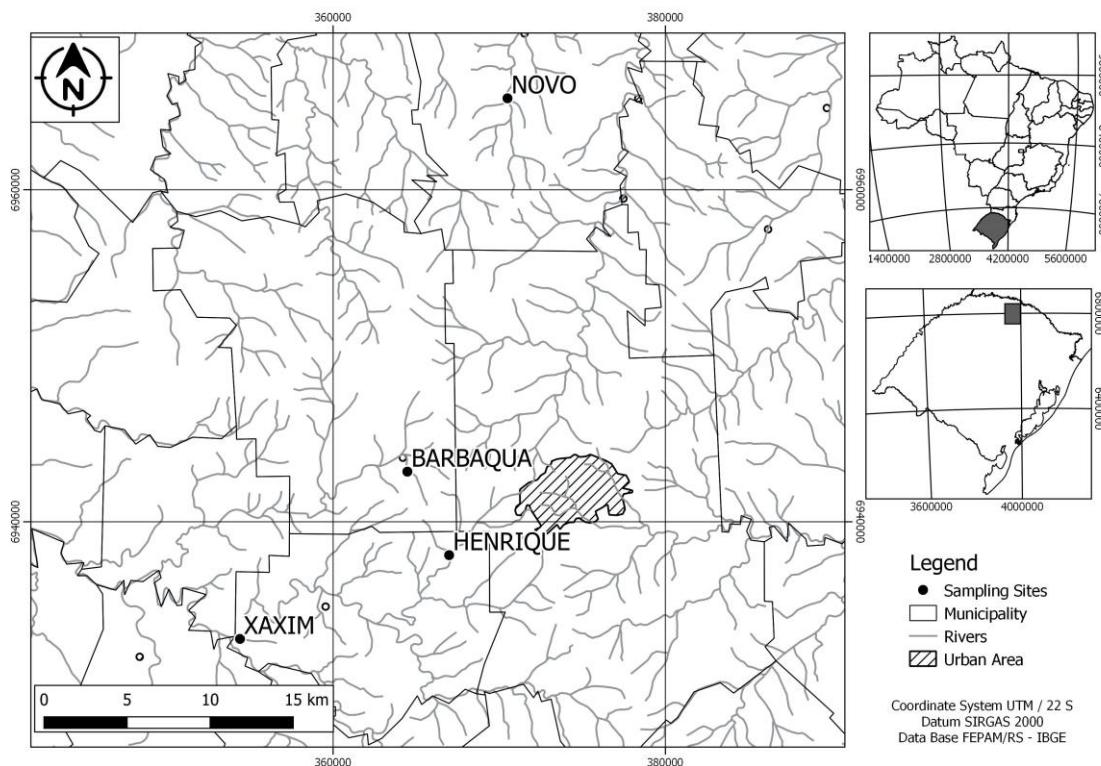


Figure 1. Location of streams studied in the Uruguay River hydrographic basin (northern Rio Grande do Sul, Brazil).

We carried out two sampling collection between January and June 2020. For collections, we used a puçá (60 x 40 cm; 0.2 cm mesh), picaré-type net (10 x 2 m; 0.5 cm mesh) and/or with fish hook. The collection methods varied according to characteristics of stream sampled sections. The collected specimens were euthanized in Eugenol ( $70 \text{ mg L}^{-1}$ ) and fixed in the laboratory with 10% Formalin solution (Lucena et al. 2013). After fixed, we transfer the specimens to 70% Ethanol solution until sorting and identification. We identified the specimens up to the taxonomic level of the species according to Reis et al. (2003), Froese and Pauly (2021) and Fricke et al. (2021). The collections were authorized

by the ICMBio (License 70751) and the Ethics Committee on the Use of Animals (CEUA/URI).

To analyze the presence of MP, we removed the gut contents from specimens and digest the material in glass tubes with 10% KOH solution in ~60°C/24 to 48 h (Rochman et al. 2013b; Woodall et al. 2015; Santos et al. 2020). The material resulting from digestion was analyzed using a stereomicroscope. We performed a quantitative assessment of presence MP in gut contents, considering fibers, microfibers and other plastic fragments larger than 0.5 mm. We applied a Chi-Square test to assess whether the proportions of stomach contents with the presence of MP were significantly different between the proportion of gut without the presence of MP.

During the sampling collection, we sampled a total of 121 specimens from Characidae family, distributed among the species *Astyanax henseli* Melo & Buckup 2006 (55 specimens), *Astyanax lacustris* Lütken 1875 (36 specimens), *Bryconamericus iheringii* Boulenger 1887 (21 specimens) and *Oligosarchus brevioris* Menezes 1987 (9 copies). Among the four streams, we collected the largest number of specimens in the Barbaqua stream (53.7% of the total), followed by the Novo stream (26.4%), Xaxim stream (13.2%) and Henrique stream (6.6%).

In general, 72% of the analyzed samples had some type of MP in their gut contents (Figure 2). Among the four species collected, *B. iheringii* presented the highest occurrence of MP in gut contents (85.7%;  $\chi^2 = 8.0$ ,  $p = 0.004$ ) of specimens, followed by *A. lacustris* (69.4%;  $\chi^2 = 5.4$ ,  $p = 0.019$ ), *A. henseli* (69.1%;  $\chi^2 = 10.7$ ,  $p = 0.001$ ) and *O. brevioris* (66.7%;  $\chi^2 = 11.0$ ,  $p < 0.001$ ). We observed the highest incidence of MP in gut content of four species in Henrique stream (100%;  $\chi^2 = 100.0$ ,  $p = 0.001$ ) followed by Barbaqua stream (100%;  $\chi^2 = 31.1$ ,  $p < 0.001$ ). The proportion of specimens with MP in gut contents in Xaxim and Novo streams was 68.7% and 40.6%, respectively. However, the proportions of presence and absence of MP in gut contents of specimens were similar ( $\chi^2 = 2.2$ ,  $p = 0.13$  and  $\chi^2 = 1.1$ ,  $p = 0.28$ , respectively).

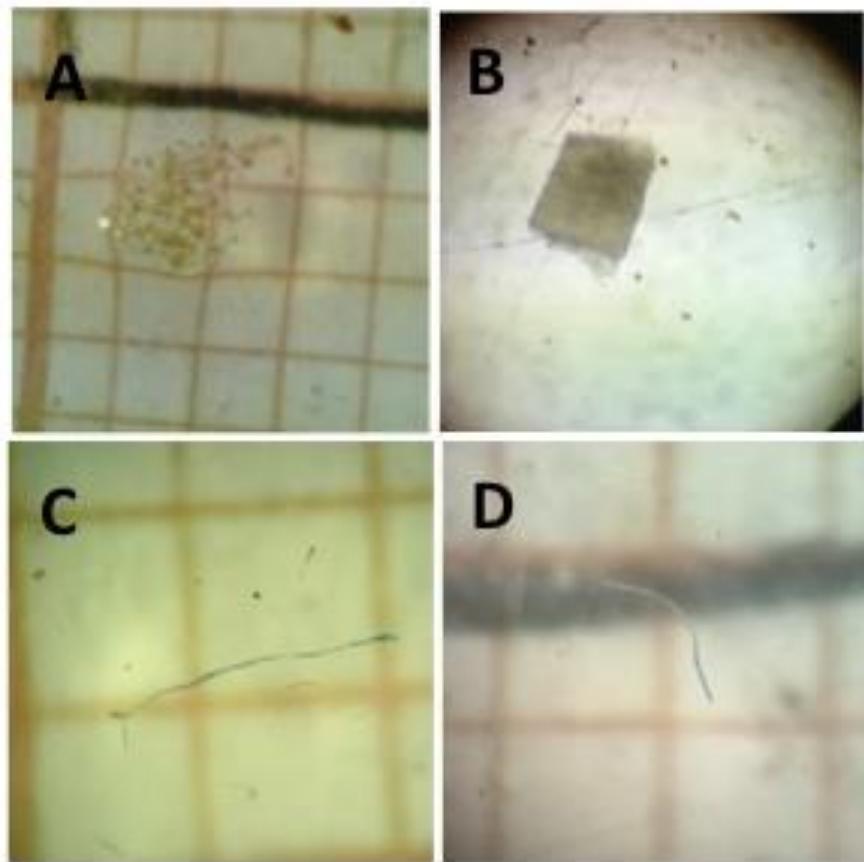


Figure 2. Microplastics found in gut contents of (A) *Astyanax henseli*, (B) *Astyanax lacustris*, (C) *Bryconamericus iheringii* e (D) *Oligosarcus brevioris* in studied streams in the Uruguay River hydrographic basin (northern Rio Grande do Sul, Brazil).

The presence of MP in gut content of stream fish indicates a worrying situation, since these particles are characterized by being adsorbent polymers of hydrophobic organic pollutants (Lozoya et al. 2016; Rodrígues et al. 2020; Santos et al. 2020). In addition, the presence of this material type in gut contents species indicates its direct (i.e., confusing as food) and indirect (i.e., added to food) consumption (Wright et al. 2013). Thus, the ingestion of MP can cause several toxicity effects (Santos et al. 2020), such as endocrine disorder, oxidative and metabolic stress, enzymatic activity and cell necrosis (Oliveira et al. 2013; Rochman et al. 2013b; Mazurais et al. 2015). The consequences of eating MP can compromise the survival, growth and reproduction of several fish species (Mazurais et al. 2015; Nobre et al. 2015).

In general, the incidence of MP in gut contents of fish species collected in this study was very high. Comparing with similar studies, our results represent a percentage of individuals with MP in gut content about 2× more than Santos et al. (2020). However, what was most observed was the presence of MP, in contrast to studies that point to MP of the type “pellets” (Endo et al. 2005) as more abundant (Miranda and Carvalho-Souza 2016).

The high incidence of MP in *B. iheringii* can be explained by its iliophage behavior, which consists of consumption of algae associated with the sediment (Cassati et al. 2001; Oricolli and Bennemann 2006). The MP accumulated next to the sediment, or negative buoyancy corroborate this result (Santos et al. 2020). Studies in estuarine and marine environments also point to the consumption of this material type both in water column (Jovanovic 2017) and benthic environment (Browne et al. 2010a, 2010b).

The streams studied are located in rural areas where there are agricultural activities (planting of soy, corn or wheat and cattle breeding). The urban perimeters close to these streams (approximately 500 m to 5,500 m) are located downstream from the collection sites. Thus, the influence of urban activities on the supply of plastic waste in streams is small. In general, agricultural activities affect water bodies, especially by removing riparian vegetation (Huiñocana et al. 2020) and supplying chemical elements, such as pesticides and heavy metals (Loureiro and Hepp 2020). However, the presence of MP in more than 70% of the specimens studied, demonstrates that this activity may be contributing more forcefully to the degradation of water bodies.

In this study, we observed a high percentage of fish with MP in gut contents. Considering that MP are common in marine environments, our results warn of the advance of this pollutant over continental aquatic environments. In addition, considering that the streams studied are in headwaters of hydrographic basins, monitoring and control actions must be urgent. Finally, the presence of MP in stream fish also warns of mobility this pollutant through the aquatic food chain, which may contribute to the reduction of aquatic biodiversity and human health.

## Acknowledgments

We thank the support of our lab colleagues to support in the field and laboratory works. LF thanks to Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for scholarship. LUH received financial support of the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, Proc. #421632/2016-0) and grants (#305203/2017-7).

### Cited reference

- Alvares, CA, Stape, JL, Sentelhas, PC, Gonçalves, JLM, Sparovek, G (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22: 711–728.
- Boerger, CM, Lattin, GL, Moore, SL, Moore, CJ (2010) Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 60(12), 2275-2278.
- Browne, MA, Galloway, TS, Thompson, RC (2010a) Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. 2010. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 3404–3409.
- Browne, MA, Dissanayake, A, Galloway, TS, Lowe, DM, Thompson, RC (2010b) Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). 2010. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 5026–5031.
- Browne, MA, Crump, P, Niven, SJ, Teuten, E, Tonkin, A, Galloway, T, Thompson, R (2011) Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 21, 9175–9179.
- Carvalho-Souza, GF, Tinôco, MS (2011) Avaliação do lixo marinho em costões rochosos na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. 2011. *Rev. Gestão Costeira Integrada*, 11, 135–143.
- Casatti, L, Langeani, F, Ricardo, MC (2001) Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-15, 2001.
- Cole, M, Lindeque, P, Fileman, E, Halsband, C, Goodhead, R, Moger, J, Galloway, TS (2013) Microplastic ingestion by zooplankton. *Environmental Science & Technology*, 47(12), 6646 – 6655.
- Davison, P, Asch, RG (2011) Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 2011, 432, 173-180.
- Derraik, JGB (2002) The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842 – 852.
- dos Santos, T, Bastian, R, Felden, J, Rauber, AM, Reynalte-Tataje, DA, de Mello, FT (2020) First record of microplastics in two freshwater fish species *Iheringithys labrosus* and *Astyanax lacustris* from the middle section of the Uruguay River, Brazil. *Acta Limnologica*, 2020, vol. 32, e26.
- Eerkes-Medrano, D, Thompson, RC, Aldridge, DC (2015) Microplastic in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. *Water Research*, 2015, 75, 63-82.
- Endo, S, Takizawa, R, Okuda, K, Takada, H, Chiba, K, Kanehiro, H, Ogi, H, Yamashita, R, Date, T (2005) Concentration of polychlorinated biphenyls (PCB) in beached resin pellets: variability among individual particles and regional differences. 2005. *Mar. Pollut. Bull.*, 50, 1103–1114.

- Eriksen, M, Mason, S, Wilson, S, Box, C, Zellers, A, Edwards, W, Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1–2), 177–182.
- Fricke, R, Eschmeyer, WN, Van Der Laan, R (2021). Eschmeyer's Catalog Of Fishes: Genera, Species, References. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 02fev 2021.
- Froese, R, Pauly, D (2021) FishBase. World Wide Web electronic publication. ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)). Electronic version accessed 15 jan 2021.
- Hoellein, TJ, Shogren, AJ, Tank, JL, Risteca, P, Kelly, JJ (2019) Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Scientific Reports*, 9(1), 3740.
- Hübner, MK, Michler-Kozma, D, Gabel, F (2020) Microplastic concentrations at the water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir. *Fundam. Appl. Limnol.* 194/1 (2020) 49-56 (online).
- Huiñocana, J. C. S., Albertoni, E. F., Picolotto, R. C., Milesi, S. V., Hepp, L. U. (2020) Nestedness of insect assemblages in agriculture- impacted Atlantic forest streams. *Annales of Limnology*. 56: 3.
- Jovanovic, B (2017) Ingestion of Microplastics by Fish and Its Potential Consequences from a Physical Perspective. 2017. *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 13, 505-515.
- Le Roux, J P (2005) Grains in motion: A review. *Sedimentary Geology*, 178(3–4), 285 – 313.
- Lozoya, JP, Teixeira de Mello, F, Carrizo, D, Weinstein, F, Oliveira, Y, Cedrés, F, Pereira, M, Fossatti, M (2016) Plastics and microplastics on recreational beaches in Punta del Este (Uruguay): unseen critical residents? *Environmental Pollution*, 2016, 218, 931-941.
- Loureiro, RC, Hepp, LU (2020) Stream contamination by trace elements: biota incorporation and phytoremediation. *Acta Limnol. Bras.* [online]. 2020, vol.32, e201.
- Lucena, CAS, Calegari, BB, Pereira, EHL, Dallegrave, E (2013) O Uso de Óleo de Cravo na eutanásia de Peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, N° 105, 20-24p. Londrina.
- Ma, H, Pu, S, Liu, S, Bai, Y, Mandal, S, Xing, B (2020) Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environ. Pollut.*, 261, 114089.
- Mani, T, Burkhardt-Holm, P (2020) Seasonal microplastics variation in nival and pluvial stretches of the Rhine River – From the Swiss catchment towards the North Sea. *The Science of the Total Environment*, 707, 135579.
- Mazurais, D, Ernande, B, Quazuguel, P, Severe, A, Huelvan, C, Madec, L, Mouchel, O, Soudant, P, Robbens, J, Huvet, A, Zambonino-Infante, J (2015) Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Marine Environmental Research*, 2015, 112(Pt A), 78-85.
- McCormick, A, Hoellein, TJ, Mason, SA, Schluempf, J, Kelly, JJ (2014) Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an urban river. *Environmental Science & Technology*, 48(20), 11863 –11871.
- Mueller, M-T, Fueser, H, Trac, LN, Mayer, P, Traunspurger, W, Höss, S (2020) Surface-Related Toxicity of Polystyrene Beads to Nematodes and the Role of Food Availability. *Environmental Science & Technology*, 54(3), 1790 –1798.
- Nobre, CR, Santana, MFM, Maluf, A, Cortez, FS, Cesar, A, Pereira, CDS, Turra, A (2015) Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 92(1-2), 99-104.

- Oliveira, M, Ribeiro, A, Hylland, K, Guilhermino, L (2013) Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). Ecological Indicators, 2013, 34, 641-647.
- Oricoli, MCG, Bennemann, ST. (2006) Diet of *Bryconamericus iheringii* (Ostariophysi: Characidae) from streams of Tibagi river basin, Parana State March 2006 Acta Scientiarum Biological Sciences 28(1).
- Peng, X, Chen, M, Chen, S, Dasgupta, S, Xu, H, Ta, K, Bai, S (2018) Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. Geochemical Perspectives Letters, 9, 1–5.
- PlasticsEurope (2017). Plastics – the Facts, 2017: An analysis of European plastics production, demand and waste data.
- Reis, RE, Kullander, SOC, Ferraris Jr, J (2003) Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs. 729p.
- Rodríguez, C, Fossatti, M, Carrizo, D, Sánchez-García, L, Teixeirade Mello, F, Weinstein, F, Lozoya, JP (2020) Mesoplastics and large microplastics along a use gradient on the Uruguay Atlantic coast: types, sources, fates, and chemical loads. The Science of the Total Environment, 2020, 721, 137734.
- Rochman, CM, Hoh, E, Kurobe, T, Teh, SJ (2013a) Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. Scientific Reports, 2013, 3(1), 3263.
- Rochman, CM, Hoh, E, Kurobe, T, Teh, SJ (2013b) Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 2013, 3(1), 3263.
- Rovani, IL, Decian, VS, Zanin, EM, Brandalise, M, Quadros, FR, Hepp, LU et al. (2020) Socioeconomic Changes and Land Cover of the Northern Region of Rio Grande do Sul, Brazil. Floresta e Ambiente, 2020: 27(3): e20180258 (online).
- Talsness, CE, Andrade, AJM, Kuriyama, SN, Taylor, JA, Vom Saal, FS (2009) Components of plastic: Experimental studies in animals and relevance for human health. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences, 364(1526), 2079 – 2096.
- Wagner, M, Scherer, C, Alvarez-Muñoz, D, Brennholt, N, Bourrain, X, Buchinger, S, Reifferscheid, G (2014) Microplastics in freshwater ecosystems: What we know and what we need to know. Environmental Sciences Europe, 26(1), 12.
- Waldschläger, K, Schüttrumpf, H (2019) Erosion behavior of different microplastic particles in comparison to natural sediments. Environmental Science & Technology, 53(22), 13219 –13227.
- Wendt-Potthoff, K, Gabel, F (2020) Plastics in freshwater ecosystems. Editorial to the thematic corner. Fundam. Appl. Limnol. 194/1 (202), 33-35 (on-line).
- Wright, SL, Thompson, RC, Galloway, TS (2013) The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. 2013. Environ. Pollut., 178, 483-492
- Woodall, LC, Gwinnett, C, Packer, M, Thompson, RC, Robinson, LF, Paterson, GL (2015) Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibres in marine sediments. Marine Pollution Bulletin, 2015, 95(1), 40-46.
- WU, C., Zhang, K, Xiong, X (2020) Microplastic pollution in inland waters focusing on Asia. In: M. Wagner and S. Lambert, eds. Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants? Switzerland: Springer Open, 2020, pp. 101-124.

## 5. CONCLUSÃO GERAL

De modo geral, observamos que a influência de *H. dulcis*, uma espécie arbórea exótica, acaba por servir de recuso alimentar para três espécies de peixes nativas da região. Sua disponibilidade como alimento se deve à sua ocorrência nas zonas ripárias, sendo por causa natural ou proposital. De qualquer forma, sua ocorrência está ligada à ação humana (PADILHA et al., 2015). Por fim, a *H. dulcis* foi explorada como recurso, mas não é um alimento fundamental para as espécies no período em que há grande oferta de folhas e pseudofrutos. Por outro lado, o elevado percentual de peixes com fibras plásticas no conteúdo estomacal se mostra preocupante.

Considerando que os microplásticos são comuns em ambientes marinhos, os resultados alertam para a ocorrência deste poluente sobre os ambientes aquáticos continentais, sendo estes riachos em regiões de cabeceiras de bacias hidrográficas. Dentro da cadeia trófica, a presença de fibras plásticas em lambaris alerta também para a mobilidade deste poluente, podendo contribuir para a diminuição da biodiversidade aquática e saúde humana (DERRAIK, 2002; TALSNESS et al., 2009; COLE et al., 2013; MUELLER et al., 2020).

Finalmente, podemos afirmar que ações de monitoramento e controle devem ser urgentes. Em relação à *H. dulcis*, outras espécies poderiam ser estudadas quanto ao consumo quanto à dispersão de sementes, afim de aumentar o conhecimento sobre a influência desta espécie arbórea de uma forma mais ampla no ambiente aquático. Em complemento, em relação aos microplásticos, novos estudos referente ao consumo por outros organismos de diferentes níveis tróficos poderiam elucidar melhor o consumo destas partículas. Outra linha de estudo possível seria a identificação mais específica destes microplásticos, afim de detectar sua possível origem e um eventual manejo.

## 5.1 REFERÊNCIAS:

COLE, M.; LINDEQUE, P.; FILEMAN, E.; HALSBAND, C.; GOODHEAD, R.; MOGER, J.; GALLOWAY, T. S. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science & Technology**, 47(12), 6646 – 6655. 2013.

DERRAIK, J. G. B. The pollution of the marine environment by plastic debris: A review. **Marine Pollution Bulletin**, 44(9), 842 – 852. 2002.

MUELLER, M-T.; FUESER, H.; TRAC, L. N.; MAYER, P.; TRAUNSPURGER, W.; HÖSS, S. Surface-Related Toxicity of Polystyrene Beads to Nematodes and the Role of Food Availability. **Environmental Science & Technology**, 54(3), 1790 –1798. 2020.

PADILHA, D. L.; LOREGIAN, A. C.; BUDKE, J. C. Forest fragmentation does not matter to invasions by *Hovenia dulcis*. **Biodiversity Conservation**. v.24, p. 2293–2304, 2015.

TALNESS, C. E.; ANDRADE, A. J. M.; KURIYAMA, S. N.; TAYLOR, J. A.; VOM SAAL, F. S. Components of plastic: Experimental studies in animals and relevance for human health. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, 364(1526), 2079 – 2096. 2009.

## 6. ANEXOS:



Figura 1: Imagens dos riachos amostrados. A) rio Lajeado Barbaquá, Barão de Cotegipe, RS; B) Rio Novo, Aratiba, RS; C) Xaxim da Barra do Cravo e D) rio Lajeado Henrique, ambos em Paulo Bento, RS. Imagens: Ferrari, L.; Boff, M. dos S.; Oliveira, A. C. X.

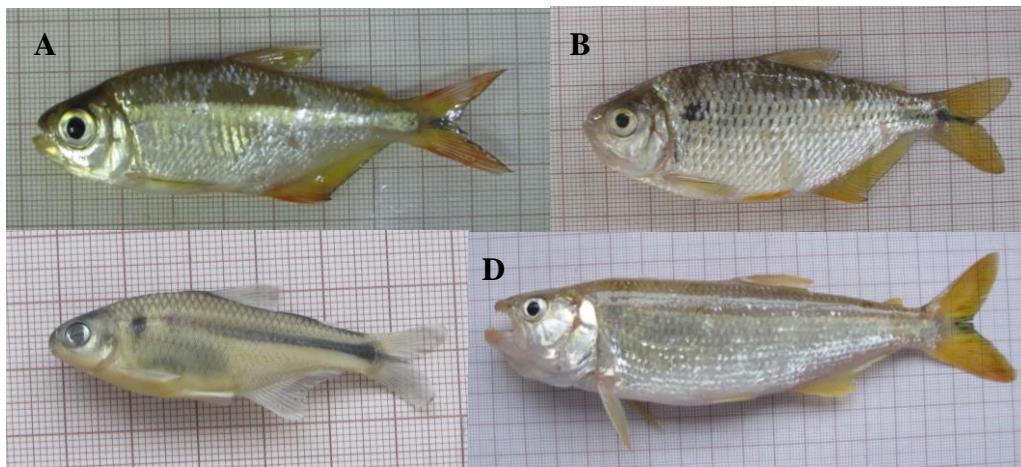


Figura 2: Peixes coletados na região do Alto Uruguai. A) *Astyanax henseli*; B) *A. lacustris*; C) *Bryconamericus iheringii*; D) *Oligosarcus brevioris*. Imagens: Ferrari, L.



Figura 3: Pseudofrutos de *Hovenia dulcis*, coletados acidentalmente junto à rede picaré durante o arrasto no Rio Novo (círculos vermelhos). Imagens: Boff, M. dos S.; Oliveira, A. C. X.



Figura 4: Fragmento de *Hovenia dulcis* no conteúdo estomacal de um *Astyanax henseli*. (círculo vermelho). Imagem: Ferrari, L.

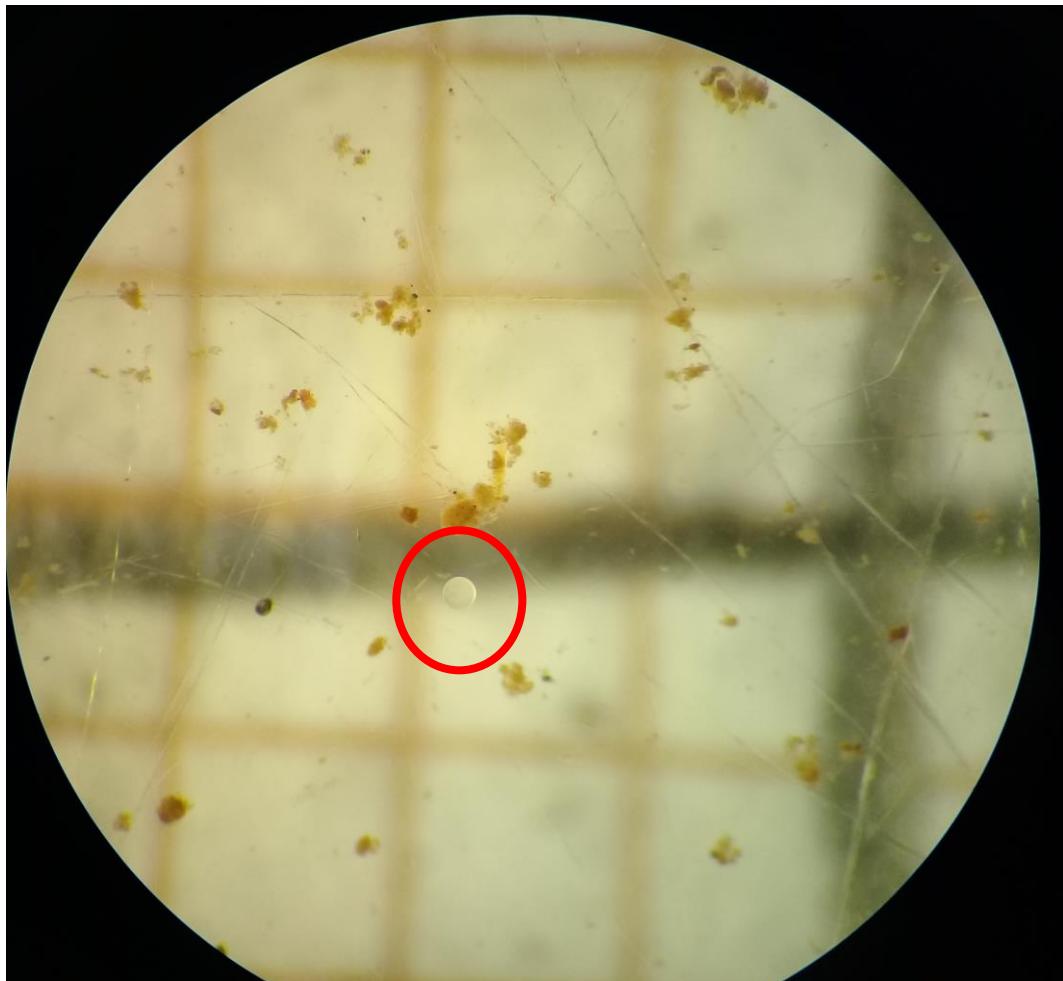


Figura 5: Outro tipo de plástico encontrado nos estômagos dos peixes coletados. Partícula do tipo “pellet” (Círculo vermelho). Imagem: Ferrari, L.