

# **RIO URUGUAI**

## **Contribuições Científicas**



**Marcus Vinícius Morini Querol**  
**Edward Frederico Castro Pessano**  
**Michel Mansur Machado**  
**Luís Flávio Souza de Oliveira**

**2018**

## ORGANIZADORES

Marcus Vinícius Morini Querol  
Edward Frederico Castro Pessano  
Michel Mansur Machado  
Luís Flávio Souza de Oliveira



# RIO URUGUAI

*Contribuições Científicas*

1ª Edição

2018

**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

Marcus Vinícius Morini Querol  
Edward Frederico Castro Pessano  
Michel Mansur Machado  
Luís Flávio Souza de Oliveira

# **RIO URUGUAI**

*Contribuições Científicas*

**REALIZAÇÃO**



**NUPILABRU**

Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas  
e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai  
<http://porteiras.s.unipampa.edu.br/nupilabru>

Marcus Vinícius Morini Querol  
Edward Frederico Castro Pessano  
Michel Mansur Machado  
Luís Flávio Souza de Oliveira

# RIO URUGUAI

## *Contribuições Científicas*

APOIO:



Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Unipampa,  
com os dados fornecidos pelos autores Dados Internacionais de Catalogação na  
Publicação (CIP)

R585 Rio Uruguai [recurso eletrônico]: contribuições científicas /  
organizadores Marcus Vinícius Morini Querol [et al.]. – Uruguaiana:  
Universidade Federal do Pampa, 2018.  
249 p.

ISBN 978-85-63337-795

Inclui referências

Disponível em: <http://dspace.unipampa.edu.br:8080/>

1. Educação Ambiental 2. Limnologia 3. Toxicologia Ambiental  
4. Ecologia I. Querol, Marcus Vinicius Morini (org.) II. Pessano, Edward  
Frederico Castro (org.) III. Machado, Michel Mansur (org.) IV. Luís  
Flávio Souza de Oliveira, Luís Flávio Souza de (org.)

CDU 556.55

**Bibliotecário Responsável**  
**Marcos Paulo Anselmo de Anselmo - CRB 10/1559**

## COMITÊ EDITORIAL

---

**Marcus Vinicius Morini Querol**

Brasil – Fundação Universidade Federal do Pampa  
Nupilabru

**Edward Frederico Castro Pessano**

Brasil – Fundação Universidade Federal do Pampa  
Nupilabru

**Michel Mansur Machado**

Brasil – Fundação Universidade Federal do Pampa  
Nupilabru

**Luís Flávio Souza de Oliveira**

Brasil – Fundação Universidade Federal do Pampa  
Nupilabru

**Luis Roberval Bortoluzzi Castro**

Brasil – Universidade Federal do Santa Maria

## ORGANIZADORES

---

### **Marcus Vinicius Morini Querol**

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (1994), mestrado em Biociências (Zoologia) pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (1998) e doutorado em Biociências (Zoologia) pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (2003). Atualmente é docente associado e líder de grupo de pesquisa da Universidade Federal do Pampa. Tem experiência na área de Zoologia, Piscicultura e Ecologia, com ênfase em Biologia e Ecologia de Ecossistemas, atuando principalmente nos seguintes temas: dinâmica de populações ícticas, biologia e ecologia de peixes, ictiologia, piscicultura e limnologia. E-mail: [marcusquerol@unipampa.edu.br](mailto:marcusquerol@unipampa.edu.br)

### **Prof. Dr. Edward Frederico Castro Pessano**

Graduado em Ciências Biológicas pela PUCRS em 2003, Especialista em Educação Ambiental pela FACISA em 2005 e Mestre e Doutor em Educação em Ciências pela UFSM. Atualmente é Coordenador Acadêmico e docente na Fundação Universidade Federal do Pampa. Tem formação na área da Educação, Ensino de Ciências, Biologia, Ecologia e Zoologia. Atua principalmente estudos de educação ambiental, ensino de ciências, biologia, ecologia e de dinâmica populacional. É responsável pelo Laboratório de Biologia e Diversidade Animal – LBDA e atua como pesquisador no Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai (NUPILABRU), no Grupo de Estudos em Nutrição, Saúde e Qualidade de Vida (GENSQ) e no Grupo de Ação Interdisciplinar Aplicada (UNIGAIA), desenvolvendo ações relacionadas a Capacitação, Educação e Extensão para Pescadores, Alunos e Docentes da Educação Básica. Também é Docente Colaborador do Programa de Pós-Graduação em Educação em Ciências, Química da Vida e Saúde da Universidade Federal de Santa Maria. [eduardpessano@unipampa.edu.br](mailto:eduardpessano@unipampa.edu.br)

**Prof. Dr. Michel Mansur Machado**

Possui graduação em Farmácia e Bioquímica com Hab. em Análises Clínicas pela Universidade Federal de Santa Maria (2002), especialização em Laboratório Clínico (2005), mestrado em Ciências Farmacêuticas pela UFSM (2007) e Doutorado em Ciências Biológicas (Bioquímica Toxicológica) pela UFSM (2010). Atua como Docente Adjunto da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), onde é o líder do Grupo de Pesquisa em Toxicologia Celular – ToXCel. Tem experiência na área de Farmácia, com ênfase em Análises Clínicas e na área de Bioquímica, atuando principalmente nos seguintes temas: Genotoxicidade, Quebra de DNA, Mutagenicidade, Alterações Cromossômicas e Cultura Celular. É membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Farmacêuticas, faz parte da direção do Laboratório de Imunologia e Infecção HIV. Como divulgação de ciência coordena a equipe do *podcast* Ciência no Velho Oeste e, como trabalho extensivo, faz parte do projeto voltado à drogadição escolar na cidade de Uruguaiana. E-mail: [michelmachado@unipampa.edu.br](mailto:michelmachado@unipampa.edu.br)

**Prof. Dr. Luís Flávio Souza de Oliveira**

Possui doutorado em Bioquímica Toxicológica pela Universidade Federal de Santa Maria (RS), mestrado em Ciências Farmacêuticas pela Universidade Federal de Santa Catarina, por onde também obteve bacharelado em Farmácia-Análises Clínicas. É Fellow 2016 pela Foundation for Advancement of International Medical Education and Research (FAIMER). Atuou como professor na Universidade do Extremo Sul-Catarinense, Universidade Comunitária Regional de Chapecó e Universidade do Estado de Santa Catarina. Tem experiência nas áreas de Toxicologia (celular e genética), Bioquímica (farmacológica e metabólica) e Farmacologia. Atualmente é professor adjunto do Curso de Farmácia da Universidade Federal do Pampa - UNIPAMPA (Campus Uruguaiana), onde coordena o grupo de pesquisa ToXCel (Grupo de Pesquisa em Toxicologia Celular). É membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Farmacêuticas, faz parte da direção do Laboratório de Imunologia e Infecção HIV. Como divulgação de ciência faz parte da equipe do *podcast* Ciência no Velho Oeste e, como trabalho extensivo, coordena projeto voltado à drogadição escolar na cidade de Uruguaiana. E-mail: [luisoliveira@unipampa.edu.br](mailto:luisoliveira@unipampa.edu.br)



## DEDICATÓRIA

---

**Luís Flávio Souza de Oliveira**

“Fecha os olhos e verás  
Faze silêncio e escutarás”  
(Provérbio oriental)

Este trabalho é dedicado a todos que enxergam, mas também veem; ouvem, mas também escutam os gemidos taciturnos do rio Uruguai; àqueles que perscrutam seus reclamos inefáveis e que, em seu anonimato, resistem insignes junto ao rio; àqueles que, julgados estultos, ensinam aos eruditos a sensibilidade e o discernimento de ler os tempos e o momento, de ler o rio Uruguai.

## SUMÁRIO

---

COMITÊ EDITORIAL	6
ORGANIZADORES	7
DEDICATÓRIA	9
PREFÁCIO	12
AGRADECIMENTO	15
<b>UNIDADE I – EDUCAÇÃO AMBIENTAL</b>	<b>16</b>
<b>CAPÍTULO 1</b>	
CONTEXTUALIZANDO O ENSINO A PARTIR DE PRÁTICAS INTERDISCIPLINARES INTEGRADAS: USANDO O RIO URUGUAI COMO TEMA	17
<b>CAPÍTULO 2</b>	
LEVANTAMENTO HISTÓRICO DA PESCA E CONSERVAÇÃO DA BACIA DO RIO URUGUAI MÉDIO	35
<b>UNIDADE II - LIMNOLOGIA</b>	<b>56</b>
<b>CAPÍTULO 3</b>	
VARIAÇÃO ANUAL DE CONTEUDO SECO DE MACRÓFITAS NO CÓRREGO SUBTROPICAL ARROIO FELIZARDO, URUGUAIANA, RS – PAMPA BRASILEIRO	57
<b>UNIDADE III – TOXICOLOGIA AMBIENTAL</b>	<b>70</b>
<b>CAPÍTULO 4</b>	
CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS	71
<b>CAPÍTULO 5</b>	
CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR METAIS PESADOS	83
<b>CAPÍTULO 6</b>	
CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR DOMISSANITÁRIOS	100
<b>CAPÍTULO 7</b>	
SOLVENTES ORGÂNICOS E SUAS IMPLICAÇÕES TOXICOLÓGICAS SOBRE A FLORA E FAUNA AQUÁTICAS	111
<b>CAPÍTULO 8</b>	
CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR MEDICAMENTOS	130
<b>UNIDADE IV – BIOLOGIA, ECOLOGIA, CULTIVO E CONSERVAÇÃO DA ICTIOCENOSE</b>	<b>147</b>

**CAPÍTULO 9**

CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS GENÉTICOS DA ICTIOFAUNA DA BACIA DO RIO URUGUAI 148

**CAPÍTULO 10**

ASPECTOS DA BIOLOGIA ALIMENTAR DO *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894) NO RIO URUGUAI MÉDIO, OESTE DO RIO GRANDE DO SUL, PAMPA BRASILEIRO 157

**CAPÍTULO 11**

DETERMINAÇÃO DA IDADE E CRESCIMENTO DE *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894) NO RIO URUGUAI MÉDIO, MUNICÍPIO DE URUGUAIANA (RS), PAMPA BRASILEIRO 173

**CAPÍTULO 12**

BIOLOGIA ALIMENTAR DO BIRU *Steindachnorina brevipinna* Eigenmann & Eigenmann (1889) (*Characciformes curimatidade*) NA BACIA DO RIO URUGUAI NO PAMPA BRASILEIRO 194

**CAPÍTULO 13**

REPRODUÇÃO E LARVICULTURA DA SARDINHA PRATA, *Lycengraulis grossidens* (SPIX & AGASSIZ, 1829), E DO CASCUDO VIOLA, *Loricariichthys platymetopon* (ISBRUCKER & NIJSSEN, 1979), NA BACIA DO RIO URUGUAI MÉDIO, URUGUAIANA (RS) 209

**CAPÍTULO 14**

CONTRIBUIÇÕES DO NÚCLEO DE PESQUISAS ICTIOLÓGICAS, LIMNOLÓGICAS E AQUICULTURA DA BACIA DO RIO URUGUAI PARA A ICTIOFAUNA DA FRONTEIRA OESTE DO RIO GRANDE DO SUL 230

## PREFÁCIO

---

**Luís Flávio Souza de Oliveira**

O rio Uruguai tem sua origem na confluência dos rios Pelotas e Canoas, divisa entre os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Considerando a geopolítica internacional, percorre extensa área fazendo divisa entre os territórios do Brasil e da Argentina. Na região do Uruguai médio, onde encontra-se o Município de Uruguaiana, mais ao sul, depois que recebe seu afluente rio Quaraí, o rio Uruguai passa a dividir os países Argentina e Uruguai. Encerra sua jornada meridional no rio do Prata, que deságua no Oceano Atlântico.

Contudo, o rio Uruguai perscruta o povoamento de suas extensões há cerca de 10.000 anos a.C., ou seja, sua história, contextualizada a partir de seus primeiros habitantes, prefigura o desenvolvimento de aproximadamente 600 gerações humanas. Desde épocas remotas o rio Uruguai foi entendido como importante aliado à subsistência, pois o clima que os primeiros imigrantes encontraram, logo após a última glaciação, era mais frio e seco, com correntes de ventos gelados e pouca vegetação. Tal cenário, paradoxalmente, coadunava com o rio Uruguai para que aqueles povos encontrassem sua subsistência próxima às suas margens (SHIMITZ, 2006).

Muito tempo depois, adveio a colonização europeia à região do rio Uruguai, inicialmente com os espanhóis e, posteriormente ao Tratado de Madri, em 1750, passou-se a incluí-lo, também, aos domínios da coroa portuguesa. A partir dessas colonizações, mas sobremaneira das intencionalidades políticas e econômicas da coroa portuguesa sobre sua colônia em terra brasillis, os africanos foram trazidos à região. Mais tarde, em uma cronologia dividida entre o período do Império (a partir de 1822) e da República (a partir de 1889), chegaram outros imigrantes em solo brasileiro, tais como alemães, italianos poloneses, árabes, judeus e outros povos quantitativamente minoritários a estes, que se instalaram nas regiões banhadas pela bacia do rio Uruguai e passaram a desenvolver diferentes atividades econômicas e que, naturalmente, propiciaram ao aparecimento de povoados e cidades.

Dentro desse cenário, é possível afirmar que o rio Uruguai atuou e atua como protagonista das diferentes expressões culturais que prescindem dos tempos remotos aos atuais. Mais que isso, é um elemento agregador e harmonizador dessas culturas, mas que assistiu inúmeros conflitos até a pacificação das etnias que vivem às suas margens, de modo especial, os que formaram os povos brasileiro, uruguaio e argentino. De sorte que em seu território há uma diversidade étnico-cultural gestada nos seios europeu, asiático, africano e ameríndio, que naturalmente faz emergir uma riqueza de manifestação de costumes e valores que entrajam sui generis as comunidades do rio Uruguai.

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

Em qualquer tempo, toda a região que abrange a bacia, houve e há diversidade também dentro do campo econômico. Na bacia do rio Uruguai, a indústria agropecuária é diversificada e consolidada, responsável por um representativo percentual da exportação brasileira. Há extensa e variada produção de grãos, considerando o lado brasileiro e argentino. A região de Uruguiana, por exemplo, é conhecida como a maior produtora de arroz nacional e, por conseguinte, representa boa parte da fatia que permite ao Brasil estar entre os dez maiores produtores mundiais. Também ao longo da bacia do rio Uruguai se tem uma representativa produção de aves, suínos, ovinos, bovinos e, em menor escala, de equinos.

Como se pode presumir, a bacia do rio Uruguai é vital para manutenção de todas as atividades de produção supracitadas. Entretanto, a generosidade do rio não é retribuída à altura de suas benesses que acomodaram a história de seu território. As atividades antropogênicas têm, de modo geral, desviado o olhar do rio ao mesmo tempo que projetam e alimentam o olhar aos lucros a qualquer custo, mesmo que ameace um de seus importantes fomentadores recursais: a água do próprio rio Uruguai. O receio daqueles que se preocupam com a bacia e o rio Uruguai é que seu maltrato conduza a um estado de caquexia irreparável.

Todavia, se por um lado há os que agridem, por outro existem órgãos e entidades de fiscalização e controle que buscam a qualidade e equilíbrio do ambiente, mas, apesar da boa vontade, esbarra-se em uma legislação ainda frágil quanto à efetividade preventiva e punitiva da poluição de corpos de água. Somado a isso, há restrições de recursos destinados à finalidade de fiscalização e controle, onde inclui-se o número deficitário de quadro de pessoal para cobrir a extensa área que compõe a bacia do rio Uruguai. Sem contar que as leis que tratam dessa problemática nos países banhados pelo rio Uruguai não são uníssonas em suas concepções e aplicações, o que torna mais trabalhoso a construção de consensos e ações paritárias para a saúde do rio e do ambiente.

Não obstante, do ponto de vista científico, como citado em nosso livro “Aspectos da Biologia e Ecologia de Peixes da Bacia do Rio Uruguai Médio – Conservação e Aproveitamento Comercial das Espécies”, o rio Uruguai possui uma comunidade aquática pouco estudada. Adicionalmente, há várias questões e áreas de conhecimento que se congregam à existência do rio que são pouco exploradas e conhecidas. Dentro dos aspectos de contaminação ambiental, incluindo, portanto, o ambiente aquático, há carência de estudos que corroborem e demonstrem sistemática e cientificamente a problemática que empiricamente já salta aos olhos: A antropogenia descompromissada com o ambiente, focada na produção, sem ações conciliadoras, inteligentes e estratégicas entre produção e preservação, prospectadas em um futuro harmonioso entre o homem e ambiente, entre as populações e a construção do que se há de ter como história do rio Uruguai.

Dentro desse contexto, a Universidade Federal do Pampa, em toda sua cobertura, procura interagir e valorizar as riquezas loco-regionais. Ora, o rio Uruguai é considerado uma de nossas grandes riquezas, mesmo que partilhada com nossos vizinhos (Argentina e Uruguai). Destarte, com o desejo de cooperarmos com a socialização de dados e estudos realizados, bem como de projeções alicerçadas à luz

da ciência em relação ao rio Uruguai, nos sentimos motivados em reunir alguns desses trabalhos e considerações relacionadas para estimularmos o cuidado e o planejamento de ações por todos aqueles que se identificam, vivem ou se utilizam da bacia, de modo especial, do próprio rio Uruguai. Acreditamos que a produtividade e o incremento da balança comercial podem andar ao lado e em harmonia com a preservação e manutenção dos corpos de água. Contudo, há de se ter boa vontade para materializá-la e, além de boa vontade, consciência dessa harmônica necessidade, a qual tem a aquisição facilitada pela constatação de fatos que, por sua vez, podem ser construídos a partir do conhecimento gerado e fidedignamente incontestes.

Assenhorados da consciente importância histórica, cultural, econômica e social do rio Uruguai é que convidamos o leitor a conhecer algumas dessas contribuições científicas que foram arroladas nesta obra em formato de livro para que possam aplicá-las ou utilizá-las, ao mesmo tempo que reafirmam, incrementam ou redirecionam o olhar sobre o rio Uruguai.

## AGRADECIMENTOS

---

### Os autores

Nós, organizadores desta obra, gostaríamos de agradecer todos que gentil e solícitamente aceitaram dividir o que construíram no âmbito da produção científica para a elaboração e compilação deste trabalho. Nele, estão indelevelmente marcados o esforço e o ideal que nos impulsiona a socializar conhecimento, assim como a paixão pelo rio Uruguai. Tal esforço prefigura a construção perfilada por várias mãos: de acadêmicos, mestrandos, doutorandos e seus respectivos docentes orientadores. Além desses, não podemos deixar de agradecer nossas famílias, que, compreensivas, são constante húmus gerador de ânimo e apoio.

Também elevamos nossos sinceros agradecimentos a todas as instituições ou órgãos públicos que, de alguma forma, cooperaram para que este trabalho se materializasse, tornando-se, portanto, corresponsáveis pelos efeitos e alcance desejados nos leitores. Listamos abaixo cada uma delas:

- Financiadora de Estudos e Projetos - Finep
- Batalhão Ambiental da Brigada Militar do Rio Grande do Sul – BPA – Uruguaiana;
- Fundação Universidade Federal do Pampa – Unipampa;
- Grupo de Pesquisa em Toxicologia Celular (ToXCel);
- Grupo de Pesquisa em Ictiologia, Limnologia e Aquicultura (Nupilabru)
- Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA;
- Marinha do Brasil – Capitânia dos Portos de Uruguaiana;
- Núcleo de Aquicultura – Naqua Unipampa;
- Programa de Extensão Universitária do Ministério da Educação – Proext-MEC;
- Programa de Fomento a Extensão – Profext;
- Tamandaré Iate Club de Uruguaiana.

**UNIDADE I**  
**EDUCAÇÃO AMBIENTAL**

---



## CAPÍTULO 1

# CONTEXTUALIZANDO O ENSINO A PARTIR DE PRÁTICAS INTERDISCIPLINARES INTEGRADAS: USANDO O RIO URUGUAI COMO TEMA.

---

Edward Frederico Castro Pessano  
Marcus Vinícius Morini Querol  
Claudia Lisiane Azevedo Pessano  
Robson Luiz Puntel

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Iniciaremos esse capítulo com uma provocação ao leitor, questionando-o: o que é contextualizar?

Esse questionamento tem levado vários estudiosos da área de ensino a publicarem diversos trabalhos a respeito, mas ainda é um campo de pesquisa incipiente.

Apesar de já haver vários textos e materiais sobre contextualização, esta começou a ser mais difundida a partir de alguns documentos oficiais do governo brasileiro após a vigência da Lei de Diretrizes e Bases da Educação Básica (LDB) em 1996, dos Parâmetros Curriculares Nacionais (PCNs) (BRASIL, 1998), das Diretrizes Curriculares Nacionais (DCN) (BRASIL, 1998) e dos PCN+ Ensino Médio (BRASIL, 2002), onde os quais tinham como uma meta ampliar e modificar o modelo educacional vigente da época, o qual se caracterizava como um transmissor de conhecimentos disciplinares, concebendo o estudante como agente passivo.

*“A necessidade da contextualização do ensino surgiu em um momento da educação formal no qual os conteúdos escolares eram apresentados de forma fragmentada e isolada, apartados de seus contextos de produção científica, educacional e social” (KATO e KAVASAKI, 2011, p. 36).*

Neste sentido, a resposta para o questionamento inicial deste capítulo é ainda motivo de muitas discussões, pois não existe um conceito homogêneo sobre isso. Temos muitas noções sobre o que é contextualizar, devido às diferentes interpretações no âmbito educacional sobre os documentos oficiais (RICARDO, 2005).

De acordo com o PCNEM (BRASIL, 1999), contextualizar requer *“assumir que todo o conhecimento envolve uma relação entre sujeito e objeto.”* Ainda, coloca que *“o tratamento contextualizado do conhecimento é o recurso que a escola tem para retirar o aluno da condição de espectador passivo”*. Define, assim, a contextualização como sendo *“um recurso para tornar a aprendizagem significativa ao associá-la com experiências da vida cotidiana ou com os conhecimentos*

*adquiridos espontaneamente”.*

Alguns termos usados nestas definições, como “*recurso*”, “*cotidiano*”, “*trabalho*”, segundo Ricardo (2005), são responsáveis por causar distintos entendimentos sobre contextualização, levando a compreendê-la como mostra o estudo de Silva e Marcondes (2010). Segundo os mesmos, a contextualização pode ser uma estratégia ou metodologia de ensino; descrição científica de fatos e processos do cotidiano do aluno; uso de contexto para aplicação de conteúdos escolares ou para exemplificação e compreensão da realidade social.

Contudo, deve-se tomar cuidado para que a contextualização não seja entendida apenas como a busca de aplicação imediata (RICARDO & ZYLBERSZTAJN, 2008) ou somente como a apresentação de exemplos do dia a dia. Desta forma e, como manifestado por Ruppenthal (2013), “*a contextualização não proporciona ao aluno um momento para pensar e refletir tornando-o um agente passivo, que ouve e aceita, mas não tem vez nem voz*”.

A contextualização quando adequadamente desenvolvida pode mudar a realidade dos atores sociais em relação aos processos educacionais, bem como proporcionar a construção de um conhecimento significativo para a vida do aluno, como ressaltado na literatura por vários autores, como Kato e Kawasaki (2011), Pessano (2013), Ruppenthal (2013).

Ainda, há outros estudos que percebem a contextualização em sentido diferente. Um deles é através da perspectiva CTSA, indicando que a contextualização deve ser trabalhada e visualizada como uma interface da ciência, da tecnologia, da sociedade e o do ambiente, caracterizado pela exploração de situações corriqueiras em situações de ensino, em uma perspectiva do movimento social e da aproximação com a pedagogia de Paulo Freire, onde o ensino parte de situações significativas aos estudantes e que se articulem em temas e conceitos (WARTHA, 2005; KATO e KAWASAKI 2011).

Wartha, Silva e Bejarano (2013), em seu trabalho bibliográfico e descritivo sobre contextualização, citam outro tipo de perspectiva, no sentido de educação transformadora, indo ao encontro dos pressupostos de Paulo Freire, onde as práticas pedagógicas devem ter significações e envolver a problematizar situações reais contraditórias de contextos locais, com a finalidade dos estudantes atuarem como transformadores da realidade.

Após esta explanação, podemos constatar que não há uma resposta única e definitiva para a questão de abertura deste capítulo, todavia, independente da concepção de contextualização, como cita Kato e Kawasaki (2011) o importante é que o docente tome conhecimento destas múltiplas interpretações e seja um mediador nos processos de ensino e aprendizagem.

Além disso, Fernandes e Marques (2012, p.526) complementam que:

*“a contextualização não exclui a presença do conteúdo conceitual, ou seja, o conteúdo conceitual e o contexto devem estar vinculados para que efetivamente os conceitos possam auxiliar na compreensão dos contextos abordados”.*

## 2. DESENVOLVENDO A CONTEXTUALIZAÇÃO NO ENSINO

A contextualização pode ser desenvolvida constantemente em sala de aula de diversas maneiras. Uma delas é a partir do uso de temas que envolvam uma situação pertinente aos estudantes. Esta pode ser ofertada pelo docente ou surgir na sala de aula a partir das percepções prévias dos estudantes.

Esta forma de abordagem é muito explorada na literatura com distintas nomenclaturas especialmente em relação à área de Ensino de Ciências, como por exemplo: Situação de Estudo; Tema Gerador; Abordagem Temática e outros.

Na verdade, o foco do uso de temáticas dirigidas à contextualização deve priorizar o protagonismo dos estudantes, em todo o processo de ensino e aprendizagem e na mediação docente, situando os conhecimentos específicos dos componentes curriculares em uma perspectiva dialética de construção e reconstrução do contexto e do conhecimento.

Outra maneira de pensar a contextualização é a partir da perspectiva freiriana. Assim, a contextualização pode ser desenvolvida a partir da Problematização (BERBEL, 1999; BORDEVANE & PEREIRA, 2010) e dos três Momentos Pedagógicos (DELIZOICOV; ANGOTTI & PERNAMBUCO, 2002), de forma que a realidade pode enfatizar no sujeito o protagonismo da ação, a partir do meio que o cerca, bem como na sua capacidade de buscar explicações e soluções para a transformação daquela realidade inicial.

Desta forma, o sujeito como ator social acaba também por se transformar, em um processo de ação-reflexão-ação contínuo, passando a detectar novos problemas (FREIRE, 1977). Em relação aos três Momentos Pedagógicos, segundo Delizoicov; Angotti e Pernambuco (2002), é possível, através de uma abordagem temática, iniciar pela problematização de uma realidade, efetuando um levantamento de hipóteses, seguindo por um processo de teorização do contexto, a partir dos conhecimentos científicos, o qual é chamado pelos autores de organização de conhecimentos.

Por fim, após essas etapas iniciais, é possível aplicar os conhecimentos produzidos na vida real, em um ato de transformação e compreensão do mundo a partir da realidade local, de forma contextualizada e interdisciplinar.

Já a problematização (BERBEL, 1999; BORDEVANE & PEREIRA, 2010), parte de uma determinada temática em que os estudantes manifestam suas percepções e ansiedades, apontando problemas de acordo com a sua realidade. Posteriormente a esse momento, o educador deve instigar com questionamentos que direcionem ao estudante, a partir das áreas do conhecimento, fazendo com que eles construam novas percepções voltadas a resolução da problemática inicial. Contudo, não vamos abordá-la muito nesse capítulo, uma vez que o capítulo 3 é dedicado apenas para a metodologia da problematização pelo Arco de Magueréz.

O mais importante no uso de temáticas voltadas ao processo de contextualização, refere-se ao potencial de atratividade exercido sobre o estudante, onde os conteúdos formais da grade curricular deixam de ser isolados e passam a

apresentar significado para a vida dos alunos. Assim, os fatos do cotidiano são explorados pela sala de aula através de um viés aplicado a partir de conhecimentos científicos, proporcionando a alfabetização científica, conforme manifestado por Chassot (2003).

Chassot (2003) salienta que a alfabetização científica é explicação do mundo natural através de um conjunto de conhecimentos metodicamente adquiridos que descrevem os fenômenos da realidade, através de uma linguagem dita científica e que representam uma possibilidade para uma educação mais compromissada.

Neste cenário, o rio Uruguai se apresenta com uma excelente temática para a contextualização por tratar-se de um ecossistema que permeia diversos aspectos da sociedade e que é finalidade desta obra explicar melhor sobre este contexto, o qual é significativo para a cidade de Uruguaiana e para outros municípios que estão vinculados a este rio.

Podemos perceber que a contextualização tem como pressuposição a não fragmentação do conhecimento, situando os conteúdos específicos dentro de um contexto significativo. A contextualização pode e deve também estar articulada a uma perspectiva interdisciplinar, articulando os conhecimentos das várias áreas da ciência com os múltiplos elementos constituintes dos distintos contextos, para compreender os fenômenos da realidade.

Atualmente, a complexa rede de informações que está disponível aos estudantes deve ser utilizada como ferramenta de ação e aplicação por parte do educador, onde muitas vezes o conhecimento por si só não é suficiente e seu “aprisionamento” não deve ser encorajado com forma de aprendizagem, mas, sim, a aplicação destes conhecimentos, quando em situações reais vivencias pelos indivíduos que compõem a sociedade.

Muitas vezes, os educadores se autoquestionam sobre o que devem ou não “ensinar”. Na verdade, o questionamento certo deve ser: Como devem ensinar? Pois a partir desta definição, novas relações se estabelecem e redireciona a (re)construção de conhecimentos, habilidades e competências, que favorecerá ao estudante na sua formação e o preparará para uma futura situação problema, o qual possuirá a capacidade de buscar respostas para a sua solução.

### **3. A INTERDISCIPLINARIDADE COMO AÇÃO INTEGRADORA**

Atualmente, muito se estuda e se afirma a importância da inserção dos processos interdisciplinares dentro do contexto educacional como fator preponderante na construção de um conhecimento não fragmentado. Entre os principais autores, encontram-se Ivani Fazenda, Hilton Japiassu e Olga Pombo, os quais manifestam, de maneira geral, que a interdisciplinaridade é um movimento de construção do conhecimento holístico, onde diferentes áreas do saber compartilham relações de reciprocidade, mutualidade e de substituição da concepção fragmentária (SOARES, 2010).

Segundo Fazenda (2002), um dos pressupostos da Interdisciplinaridade é que

ela não é apenas uma integração entre disciplinas, mas entre sujeitos que dialogam e se encontram, que estabelecem parcerias, um movimento de interação daqueles que percebem que precisam do outro, de outros, pois se sentem partes de um movimento em busca da totalidade. Ainda, Pombo (2005) manifesta que a interdisciplinaridade se deixa pensar, não apenas na sua faceta cognitiva de sensibilidade à complexidade, mas da sua capacidade para procurar mecanismos comuns, de atenção a estruturas profundas que possam articular o que aparentemente não é articulável e também em termos de atitude, curiosidade, abertura de espírito, gosto pela colaboração, pela cooperação, pelo trabalho em comum. Pombo (2005) salienta, também, que só há interdisciplinaridade se somos capazes de partilhar o nosso pequeno domínio do saber, se temos a coragem necessária para abandonar o conforto da nossa linguagem técnica, para nos aventurarmos num domínio que é de todos e de que ninguém é proprietário exclusivo.

Quando nos voltamos aos estabelecimentos de ensino, percebemos uma resistência aos processos interdisciplinares, onde Coutinho (2010), analisando a prática docente em Uruguaiana, destaca a existência de um isolamento das disciplinas no ambiente escolar, notando que muitos docentes têm dificuldades em trabalhar de forma interdisciplinar. Segundo o autor, cada docente busca valorizar a sua disciplina em detrimento da outra, demonstrando, com isso, uma visão individualista e reducionista do processo educacional.

Assim, o não desenvolvimento dessas práticas desfavorece a construção do conhecimento, o tornando fragmentado, pois como salienta Soares (2010), a interdisciplinaridade entra diretamente na relação conteúdo/método, ampliando e enriquecendo o ensino, proporcionando qualidade tanto para o ensino fundamental, quanto para o médio.

Ainda, Soares (2010), analisando os escritos de Hilton Japiassu (JAPIASSU, 1976; 1992), cita que a interdisciplinaridade é descrita como algo a ser vivida, enquanto atitude de espírito, atitude essa que é feita de curiosidade, de abertura, do senso de aventura e descoberta, exercendo um movimento de conhecimento e relações. Sendo, nesse sentido, uma prática individual e coletiva, onde o diálogo se expressa como atitude de abertura com outras disciplinas, reconhecendo a necessidade de aprender com as outras áreas do conhecimento.

#### **4. O RIO URUGUAI E A SUA RELEVÂNCIA PARA O ENSINO**

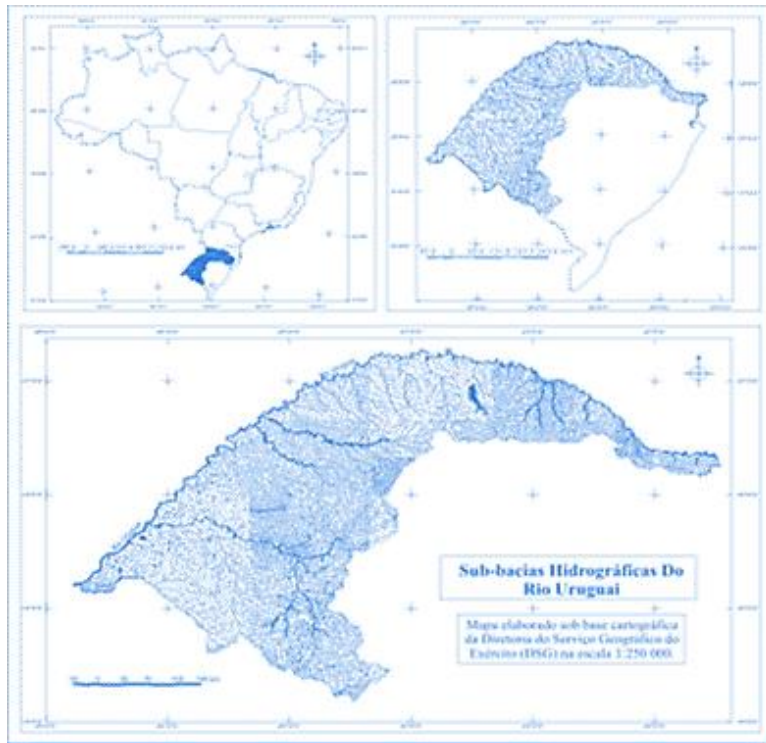
O rio Uruguai é o segundo sistema fluvial da bacia do rio da Prata em importância, nascendo a partir da confluência dos rios Pelotas e Canoas, na Serra Geral, divisa entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, em costas aproximadas de 1.800m de altitude, até sua confluência com rio Paraná, fronteira entre a Argentina e o Uruguai. Sua bacia drena uma área em torno de 365.000 km<sup>2</sup>, dos quais 130.000 km<sup>2</sup> pertencem ao estado do Rio Grande do Sul (Figura 1) e 46.000 km<sup>2</sup> ao estado de Santa Catarina, banhando um total de 384 municípios que representam uma população de 3,8 milhões de pessoas. (TUCCI, 1993; ZANIBONI

FILHO et al., 2004; RIGHI & ROBAINA, 2010; CARVALHO & SPERB, 2012).

Ainda, segundo os autores Tucci (1993) e Righi & Robaina (2010), o rio Uruguai divide-se em três trechos, de acordo com a sua geografia, iniciando no Alto Uruguai, com os seus primeiros 400 km, apresentando uma declividade de 0,5 metro/km. O seu curso médio abrange uma extensão aproximada de 570 km e declividade de 0,10 metro/km. Os restantes 325 km representam o curso inferior, onde a sua declividade acha-se em torno de 3 cm/km. Destaca-se que ecologicamente as diferenças entre os ambientes podem ser fundamentais para o estabelecimento das comunidades biológicas, proporcionando uma diversidade de espécies e de relações entre os ecossistemas, podendo torná-los mais ou menos suscetíveis aos impactos ambientais (BRASIL, 2003).

A Figura 1 denota a área de drenagem da bacia do rio Uruguai em território brasileiro, destacando nas imagens superior direita e inferior, o alcance territorial no estado do Rio Grande do Sul, onde se divide em Sub-bacias. Cabe destacar que o rio Uruguai é um ecossistema de caráter internacional influenciando também nas relações ambientais na Argentina e na República Oriental do Uruguay.

Figura 1: Mapa das Sub-bacias Hidrográficas do rio Uruguai, no RS.  
Fonte: RIGHI & ROBAINA, 2010.



Assim, e de acordo com Pessano e colaboradores (2008), o rio Uruguai se apresenta como uma fonte natural de vida, com papel fundamental para a manutenção ecológica de diversos ecossistemas, pois além de fornecer água para o abastecimento humano e da agricultura, possui recursos pesqueiros que sustentam uma intrínseca cadeia trófica que possibilita o desenvolvimento da pesca profissional e amadora na região, influenciando diversos aspectos sociais, econômicos e ambientais.

Cardoso, Rauber & Berwaldt (2006), destacam que o rio Uruguai é uma fonte de renda importante para muitas famílias que dependem dele de forma exclusiva ou complementar. E, nesse sentido, a preservação da qualidade ambiental do rio Uruguai torna-se um fator importante para a garantia de renda destas famílias, bem como para a sustentabilidade dos recursos naturais.

Ainda, o Brasil apresenta um grande número de ambientes aquáticos continentais semelhantes ao rio Uruguai (REBOUÇAS, BRAGA & TUNDISI, 2006) e, como ressaltam Lucatto & Talamoni (2007), esses ambientes são alvos de várias

problemáticas ambientais, sendo os principais corpos receptores de dejetos domésticos, agrícolas e industriais, que contaminam os ecossistemas e representam um risco para todos os seres vivos.

Neste cenário, e com a necessidade de proteger os ambientes aquáticos e de promover o desenvolvimento sustentável nas bacias hidrográficas, observa-se que é preciso instituir ações que proporcionem uma mudança da realidade, em favor da melhoria da qualidade ambiental e de vida das populações.

Entre as medidas políticas adotadas, estão a criação e manutenção de Unidades de Conservação, onde, de acordo com Carvalho & Sperb (2012), apenas dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai, existem 21 Unidades de Conservação de diferentes categorias, 2 Reservas Particulares, 10 Unidades de Conservação Municipais, 3 Unidades de Conservação Estaduais e 6 Unidades de Conservação Federais.

Segundo os mesmos autores, a soma das áreas dessas Unidades de Conservação totaliza cerca de 585 km<sup>2</sup>, o que representa algo em torno de 1,17% da área da Bacia. Destaca-se que essas unidades são uma forma de conservar a biodiversidade e promover o desenvolvimento socioambiental, mas que também exigem outras estratégias entre instituições públicas, organizações não governamentais e empresas privadas na implementação de ações voltadas à conservação.

Ainda, Santos & Ruffino (2002), ressaltam que considerando a atual estrutura de ensino, a produção de conhecimento a partir de bacias hidrográficas é necessária, visto o grande apelo formal e informal existente e relacionado aos ecossistemas aquáticos.

Segundo os mesmos autores, os estudos de bacias hidrográficas podem proporcionar a oportunidade de formação holística entre educandos e educadores, pois são temas integradores de conhecimentos, onde podem ser desenvolvidos conteúdos relativos a solo, relevo, geologia, vegetação, fauna, clima, ocupação humana, impactos ambientais, entre outros, diagnosticando e possibilitando ações adequadas voltadas à sustentabilidade ambiental.

Neste sentido, a Educação Ambiental e os ambientes escolares se destacam, pois de acordo com Lucatto & Talamoni (2007), a escola tem de sistematizar e socializar o conhecimento, bem como de possibilitar a formação de cidadãos suficientemente informados, conscientes e atuantes, para que as questões ambientais possam ser não apenas discutidas, mas para que se busquem soluções para as mesmas.

Por fim, a inserção do rio Uruguai como tema contextualizador para a promoção do ensino se apresenta como necessária, especialmente para as cidades que participam diretamente desta realidade, como por exemplo, o município de Uruguiana.



## **5. MODELAGEM DE APLICAÇÃO: USANDO O RIO URUGUAI COMO TEMA CONTEXTUALIZADOR, TRANSVERSAL E INTERDISCIPLINAR PARA A EDUCAÇÃO AMBIENTAL E ENSINO DE CIÊNCIAS.**

Ecossistemas aquáticos continentais são ambientes fundamentais para a manutenção do meio ambiente, pois são locais que proporcionam uma grande interação entre diversas espécies e grupos de seres vivos, contribuindo para a regulação climática através dos processos de evaporação, que determinam a unidade relativa, temperatura do meio e na formação dos ventos.

Esses ecossistemas são conhecidos como rios, lagos, lagoas, riachos, açudes, barragens, arroios, córregos, tributários, vertentes, entre outros. O que importa são as características em comum existentes nesses locais e que influenciam o meio.

Historicamente, as povoações se estabelecem nas margens de ecossistemas, pois os mesmos também fornecem água para abastecimento urbano, sedentamento de animais, irrigação agrícola e, infelizmente, atua como ambiente de despejo de efluentes produzidos pela sociedade.

Aliado a esses fatores, podemos perceber que a população mundial e o êxodo rural têm aumentado significativamente e igualmente entre países desenvolvidos e em países em desenvolvimento, proporcionando um acúmulo populacional nas cidades e a conseqüente necessidade de produção de alimentos e outros bens de consumo que exigem a exploração do meio e acabam por gerar mais resíduos.

Isso demonstra que o atual modelo de crescimento populacional e econômico é totalmente desfavorável ao meio, onde os ecossistemas aquáticos continentais são os principais atingidos e conseqüentemente degradados, tendo seu patrimônio biológico reduzido e alterado, merecendo nossa atenção, na busca de uma solução ou diminuição do problema.

Após a segunda guerra mundial, surge no mundo uma preocupação com a questão ambiental e diversas conferências e congressos foram realizados em todo o mundo. Entre esses eventos, podemos destacar a ECO92 e a Rio+20, ambos ocorridos no Brasil. Tais encontros tiveram em comum a indicação de como resolver esses problemas, apontando para a educação a responsabilidade para desenvolver nas populações a capacidade de entender os mecanismos naturais, sua importância para o equilíbrio da vida e reverter o comportamento consumista atual.

Infelizmente, a lógica apresentada vai contra a proposta de desenvolvimento econômico existente, onde cada vez mais somos incentivados a consumir, sendo praticamente hipnotizados pelos meios de comunicação e por facilidades de empréstimos financeiros.

Assim, a educação passou por reformas em vários países, onde a Educação Ambiental e o Ensino de Ciências ganha um novo papel, de instrumentalizar os estudantes para vida em sociedade, objetivando a busca pelo desenvolvimento social, econômico e cultural, alicerçados na sustentabilidade ambiental.

Entretanto, as propostas estabelecidas, não foram suficientes para a resolução dos problemas, pois muitas vezes os docentes, os quais são responsáveis pela

condução dos processos educativos, muitas vezes não apresentam formação adequada para desenvolver tal função.

Esta questão está sendo resolvida por uma política de reestruturação nos processos de formação docente dentro dos cursos de licenciatura e com a execução de cursos de formação continuada, geralmente oferecidos pelos órgãos públicos com auxílio das universidades.

Ainda, apesar da existência de um empenho coletivo na busca por estas soluções, é possível perceber certa ineficiência das propostas e, sendo assim, este capítulo tenta, através de um breve esclarecimento teórico e uma metodologia de trabalho, fornecer subsídios para dar suporte ao desenvolvimento destas questões e a aplicação prática da educação ambiental e do ensino de ciências através do uso dos ecossistemas aquáticos continentais como temas contextualizadores, transversais e interdisciplinares.

Por fim, destacamos ao leitor que as atividades propostas baseiam-se em mais de uma teoria educacional, como por exemplo, os Temas Geradores de Paulo Freire (FREIRE, 1987), a Problematização, o Arco de Maguerez, Pedagogia de Projetos e os Momentos Pedagógicos de Delizoicov e outros (DELIZOICOV et al., 2002).

Para facilitar a exemplificação das atividades, vamos utilizar o rio Uruguai, como tema para a contextualização dos eventos. A escolha deste rio se dá em virtude de ser uma realidade do município de Uruguaiana, onde este trabalho já foi desenvolvido e constatada a sua eficácia (PESSANO, 2012).

## **5.1. Modo de aplicação da atividade**

A atividade consiste em 07 etapas:

### **1ª Etapa: Escolha da área a ser estudada e análise dos fatores de influência (sociais, históricos, econômicos e ambientais).**

Destaca-se aqui, que para a escolha do ambiente a ser trabalhado deve ser levado em consideração a importância do mesmo para a sociedade, para o meio ou se existe uma problemática em relação ao mesmo.

A primeira etapa deverá ser realizada pelo docente ou grupo de docentes em busca de subsídios que fornecerão suporte para as demais etapas da atividade, bem como para a devida orientação dos estudantes.

A busca de informações consiste em uma análise geral em revistas, jornais, organizações não governamentais, artigos ou ainda em livros.

As principais informações a serem observadas devem referir-se aos aspectos de importância do ambiente a ser utilizado para o desenvolvimento da atividade.

Após o levantamento de informações, deve-se criar um banco de dados, o qual pode possuir contribuições dos diversos docentes da escola, em relação às suas áreas de conhecimento.

### **2ª Etapa: Oferecimento da proposta aos alunos e problematização da temática.**

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

Esta etapa é crucial para o sucesso da atividade, pois o docente ou grupo de docentes deverá instigar os estudantes para com a proposta, tornando-a interessante para ser desenvolvida.

Para isso, deve-se introduzir a temática demonstrando a sua importância para o município e este processo pode ser de forma investigativa, como nos exemplos abaixo:

- A água que abastece a nossa cidade é fornecida por qual fonte?
- Quando e porque, surgiu nossa cidade?
- Quais são as principais atividades econômicas de nosso município?
- Para onde vai o esgoto produzido em nossas casas?
- Vocês conhecem o rio Uruguai?

Estes questionamentos podem variar de acordo com o local de desenvolvimento da proposta e devem surgir a partir da etapa 1, quando o docente ou grupo de docentes buscou informações sobre a área a ser estudada.

Ainda, os questionamentos contribuirão para iniciar uma reflexão dos estudantes para com o rio.

Em seguida, os estudantes devem ser estimulados a construir novos questionamentos sobre o ambiente analisado, neste caso, o rio Uruguai.

O ideal é que cada estudante elabore uma pergunta sobre a temática. Destaca-se que as perguntas elaboradas pelos estudantes serão fundamentais para a próxima etapa das atividades.

**Avaliação da etapa:** Agora, a avaliação pode ser desenvolvida pela observação comportamental dos estudantes em executar as atividades propostas. O docente deve analisar o interesse por meio das expressões corporais e de linguagem, verificando a aprovação ou não, das atividades realizadas pelos estudantes.

### **3ª Etapa: Planejamento e Teorização sobre a temática.**

Agora, o docente ou grupo de docentes possui duas bases para dar continuidade ao trabalho, sendo a primeira obtida durante a 1ª etapa, por meio da coleta bibliográfica, dados e demais informações relevantes sobre a temática a ser abordada; e a segunda, através dos questionamentos dos estudantes sobre a temática, as quais deverão dar uma direção ao trabalho a ser desenvolvido.

Nesta etapa, o docente ou grupo de docentes deverá planejar as ações que serão desenvolvidas juntamente ao grupo de estudantes, devendo levar em consideração os seguintes aspectos:

- Contextualização dos conteúdos formais para com a temática abordada;
- Dar um caráter científico para a abordagem, estimulando um processo investigativo aos alunos;
- Usar conceitos e conhecimentos das várias disciplinas (interdisciplinaridade) para desenvolver os conteúdos;
- Estimular a problematização e a resolução de problemas através do uso de conhecimentos aplicados.

A partir das considerações acima, o modo de aplicação escolhido pelo docente é facultativo, onde o mesmo poderá fazer uso de aulas expositivas tradicionais, ou uso da internet, ou práticas em laboratório ou de entrevistas no bairro onde a escola está localizada.

Com o objetivo de exemplificar os conteúdos a serem trabalhados em relação à temática rio Uruguai, citamos abaixo alguns modelos:

**Disciplina:** Ciências / Biologia

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Seres vivos (Reinos); Análise ecológica de comunidades e populações, Ecologia de ambientes aquáticos; Fragmentação de ecossistemas; Cadeias tróficas e pirâmides ecológicas; Processos de eutrofização; Estações climáticas e ciclos reprodutivos.

**Disciplina:** Ciências / Física

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Velocidade de correnteza; Potencial elétrico da água; Variações de temperatura; Características Físicas de ambientes aquáticos; Produção de energia em hidrelétricas (impacto social, econômico e ambiental).

**Disciplina:** Ciências / Química

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Poluição; Composição química da água e dos solos; Ciclos biogeoquímicos; Sistemas químicos de tratamento da água.

**Disciplina:** Geografia

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Relevo; Tipo de solo; Formações geológicas; Mineração (extração de areia); Estações Climáticas; Populações; Aspectos econômicos da região.

**Disciplina:** História

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Formação e origens das cidades, Influência cultural do meio para a sociedade; Disputas e conflitos sociais pelo meio natural; Análise histórica do local.

**Disciplina:** Matemática

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Volume de cheias e secas; Análise das áreas; Quantificações populacionais; Consumo de água e produção de efluentes.

**Disciplina:** Português

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Análise gramatical de textos; Interpretação de notícias; Análise Literária de músicas tradicionalistas e poesias; Interpretação de artigos relacionados em periódicos científicos; Redação sobre o rio, a pesca, o uso da água e educação ambiental.

**Disciplina:** Educação Física

**Conteúdos que podem ser trabalhados:** Esportes praticados no ambiente;

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

Influência fisiológica em relação às condições do clima; Práticas de caminhadas e trilhas orientadas; Relação entre atividade física, saúde e meio ambiente.

**Avaliação da etapa:** coleta de relatos juntos as estudantes

Destacamos que as atividades citadas referem-se apenas como exemplos para o desenvolvimento dos conteúdos em relação à temática, podendo esta sofrer alterações conforme a realidade de cada situação ou temática abordada.

### **4ª Etapa: Oficinas Pedagógicas.**

As oficinas a serem desenvolvidas podem ser elaboradas com base na metodologia de Isaia e colaboradores (2001) através da confecção de painéis baseados na construção das hipóteses, fundamentadas pelas etapas anteriores.

Os estudantes devem receber orientações para formarem grupos, onde, a partir de três questionamentos, irão construir os painéis.

Cada grupo receberá quatro “*posts*” coloridos para serem utilizados em cada painel, podendo responder com no máximo duas palavras, tendo como base inicial para as respostas, a etapa de teorização e discussão.

#### **1º Painel - Em relação ao rio Uruguai e os aspectos históricos, sociais e culturais, reflitam e construam:**

- A- Quais os principais problemas observados?
- B- Quais os atores sociais envolvidos com a problemática?
- C- Quais as possíveis soluções para a resolução dos problemas?

#### **2º Painel - Em relação ao rio Uruguai e os aspectos econômicos reflitam e construam:**

- A- Quais os principais problemas observados?
- B- Quais os atores sociais envolvidos com a problemática?
- C- Quais as possíveis soluções para a resolução dos problemas?

#### **3º Painel - Em relação ao rio Uruguai e os aspectos ambientais reflitam e construam:**

- A- Quais os principais problemas observados?
- B- Quais os atores sociais envolvidos com a problemática?
- C- Quais as possíveis soluções para a resolução dos problemas?

Nesta etapa, os estudantes devem ser divididos em grupos de trabalho, permitindo uma maior participação na construção do conhecimento através de debates e reflexões.

Destaca-se que as hipóteses semelhantes apresentadas pelos grupos devem ser sintetizadas para “*didatizar*” o processo de construção das ideias através de um momento de discussão e conferência em conjunto com a turma.

Este tipo de atividade demonstra-se muito favorável para a utilização de temas contextualizadores e geradores, pois promove a ideia central da metodologia

prevista por Paulo Freire, o qual destacava que o tema gerador coloca o sujeito e não o conteúdo no centro do processo educativo, e, por isso, ao referir-se ao conteúdo, inaugura o diálogo com as classes populares, dando base para a concepção de uma educação libertadora (Freire, 1987).

**Avaliação da etapa:** síntese dos painéis produzidos e apresentação dos grupos.

### **5ª Etapa: Visita ao local, coleta de dados e registro fotográfico.**

Esta etapa deve ser caracterizada pela visita dirigida em loco no objeto de estudo, onde o objetivo será a observação da realidade. Esta etapa deve ter a duração de apenas um dia.

Ao longo da atividade podem-se coletar dados através de entrevistas com moradores da localidade, registro fotográfico e anotações sobre as situações observadas.

Pode também ser desenvolvidos trabalhos de análise da água, através de kits físico-químicos e biológicos.

Ainda, os docentes que acompanharem a atividade podem instigar os estudantes com questionamentos, bem como contribuir com algumas falas em relação ao observado. Ressalta-se que um grupo interdisciplinar de docentes pode explorar esta atividade, tornando o passeio uma exploração de ciências.

**Avaliação da etapa:** coleta de relatos juntos aos estudantes.

### **6ª Etapa: Culminância das atividades.**

Nesta etapa deve-se objetivar atingir a comunidade escolar através dos conhecimentos produzidos nas etapas anteriores.

Assim, sugere-se o desenvolvimento de uma feira de ciências que contemple as diversas áreas do saber, possibilitando um caráter interdisciplinar.

Neste momento, podem ser desenvolvidas diversas atividades, como mostra fotográfica, rodas de conversa, experimentos didáticos, produção de maquetes, sarau textual e mostra de vídeos.

**Avaliação da etapa:** síntese dos trabalhos produzidos e relatos dos participantes.

### **7ª Etapa: Avaliação final das atividades desenvolvidas.**

Esta etapa exigirá uma reflexão por parte dos docentes, sobre todo o trabalho que foi desenvolvido, onde serão utilizados os instrumentos de avaliação das etapas anteriores.

O trabalho de reflexão deverá ser embasado nas vivências proporcionadas ao longo da proposta, podendo ser elaborado um relatório do trabalho ou ainda, na melhor hipótese, pode-se confeccionar um artigo científico relatando a ideia da proposta, etapas desenvolvidas e considerações avaliativas.

Ao término do relatório ou artigo, deverão ser traçadas metas e sugestões para uma próxima proposta, dando possibilidade a uma execução contínua do projeto, o qual poderá utilizar outra temática contextualizadora.

**Consolidação das ideias e objetivos:**

***Principais aspectos de abordagem da proposta:***

- Relevância e Potencialidades da realidade;
- Atividades Teóricas, Construtivistas e Problematizadoras;
- Práticas Dirigidas em Campo, Laboratorial, Construção de painéis, Elaboração de vídeos e
- Mostra fotográfica;

***Avaliação:***

- Contínua;
- Temporal e
- Holística.

**5.2. O que se espera ao final das atividades**

- O desenvolvimento e contextualização dos conteúdos formais, agregando sentido aos processos de ensino-aprendizagem;
- Um maior interesse dos estudantes em relação à temática ambiental;
- O reconhecimento da importância do ambiente para a manutenção da vida e dos processos socioeconômicos e culturais;
- O desenvolvimento de um espírito investigativo, crítico e transformador da realidade, nos estudantes em favorecimento de processos sustentáveis;
- O desenvolvimento de um sentimento de efetividade pelo seu local de vida, resgatando valores como o patriotismo e orgulho regional;
- A ocorrência de uma formação para a cidadania, através de uma alfabetização científica cívica.

**6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Em relação à importância da transversalidade no ensino de ciências e do uso de temas contextualizadores, verifica-se que os conteúdos formais voltados à temática Uruguai, mostram-se como uma boa alternativa para os processos educacionais, podendo proporcionar interesse dos estudantes na participação das atividades e melhorando as suas próprias percepções.

Assim, percebe-se que o ensino deve se adequar à legislação existente, bem como aos referenciais educacionais de diversos autores, enfocando com seus estudantes os conhecimentos da realidade local e utilizar, neste contexto, temas contextualizadores e integradores, demonstrando sua importância no contexto, formação e constituição das comunidades, bem como da problemática socioeconômica e ambiental.

A aplicação da metodologia de ensino proposta mostra-se adequada e eficaz para o desenvolvimento da temática rio Uruguai, favorecendo mudanças significativas das concepções dos estudantes acerca dos aspectos sociais,

econômicos e ambientais, além de proporcionarem novas observações e vivências aos estudantes. Ressaltamos que as atividades de intervenção propõem a criação de um ambiente aberto às discussões, o que pode tornar o processo de ensino aprendizagem mais atraente aos estudantes, facilitando a construção de novos conhecimentos.

Desta forma, a aplicação deste trabalho poderá contribuir nos processos de gestão nas escolas, através da inclusão do rio Uruguai como temas contextualizadores e integradores ou de outras temáticas de igual relevância nas práticas pedagógicas, que apresentem importância para outras realidades, bem como o uso da educação ambiental dentro dos conteúdos programáticos.

Ainda, a estratégia proposta poderá auxiliar na busca de ações educacionais, com o desenvolvimento de metodologias pedagógicas, oficinas de ciências e programas de capacitação de docentes, preparando-os para o uso de práticas construtivas, baseadas na aplicação de temas transversais de acordo com a realidade dos alunos, promovendo também novas pesquisas e ações de preservação do ecossistema rio Uruguai, aliado à sustentabilidade econômica e social.

## 7. REFERÊNCIAS

- BERBEL, N. A. N. (Org) **Metodologia da problematização: fundamentos e aplicações**. Editora da UEL/INEP. Londrina: Brasil, 1999.
- BORDENAVE, J. D.; PEREIRA, A. M. **Estratégias de Ensino-Aprendizagem**. Ed. Vozes 30ª ed. Petrópolis, Brasil, 2010.
- BRASIL. Lei n. 9.394, de 20 de dezembro de 1996. Estabelece as diretrizes e bases da educação nacional. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 23 dez. 1996. Seção 1.
- BRASIL. Ministério da Educação. Conselho Nacional de Educação. **Diretrizes curriculares nacionais para o ensino médio**. Brasília: MEC/CNE, 1998.
- BRASIL. Ministério da Educação. Secretaria de Educação Fundamental. **Parâmetros Curriculares Nacionais: Ciências Naturais**. Brasília: MEC/SEF, 1998.
- BRASIL. Secretaria de Educação Média e Tecnológica. **PCN+ Ensino Médio: orientações educacionais complementares aos Parâmetros Curriculares Nacionais. Ciências da Natureza, Matemática e suas Tecnologias**. Brasília: Brasil, 2002.
- BRASIL (2003). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Pública**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- CARDOSO, Eduardo Schiavone; RAUBER, Karine Rambo; BERWALDT, Vivian Michele Bergmann. Pescadores do Rio Uruguai: caracterização da atividade pesqueira em Pirapó e Roque Gonzales – RS. **Ciência e Natura**, UFSM, 28 (2): 43 - 54, 2006. Acessado em 22, de julho de 2011.
- CARVALHO, O.O.; SPERB, R.M. A bacia catarinense do Rio Uruguai e o turismo de conservação como ferramenta ao desenvolvimento sustentável regional. **Revista**



**Brasileira de Ecoturismo**, São Paulo, v.5, n.1, pp.67– 86. 2012.

CHASSOT, A. I. Alfabetização científica: uma possibilidade para a inclusão social.

**Revista Brasileira de Educação**, São Paulo, v.23, n.22, p. 89-100, 2003.

COUTINHO, R. X. A influência da produção científica nas práticas de docentes de educação física, ciências e matemática em escolas públicas municipais de Uruguaiana – RS. Dissertação (Mestrado em Educação em Ciências) – Universidade Federal de Santa Maria, 2010.

DELIZOICOV, D.; ANGOTTI, J. A.; PERNAMBUCO, M. M. **Ensino de ciências: fundamentos e métodos**. Editora Cortez. São Paulo: Brasil, 2002.

FAZENDA, I. C. A. Interdisciplinaridade: um projeto em parceria. 5ª Edição, Rio de Janeiro: Loyola, 2002.

FERNANDES, C. S.; MARQUES, C. A. A contextualização no ensino de ciências: a voz de elaboradores de textos teóricos e metodológicos do Exame Nacional do Ensino Médio. **Investigações em Ensino de Ciências**, v.17, n. 2, p. 509-527, 2012.

FREIRE, P. **Extensão ou comunicação?** Editora Paz e Terra, Rio de Janeiro: Brasil, 1977.

JAPIASSU, H. A atitude interdisciplinar no sistema de ensino. *Revista Tempo Brasileiro*. n.108, p. 83-94, 1992.

KATO, D. S.; KAWASAKI, C. S. As concepções de contextualização do ensino em documentos curriculares oficiais e de docentes de ciências. **Ciência & Educação**, Bauru, v.17, n.1, p.35-50, 2011.

LUCATTO, Luis Gustavo; TALAMONI, Jandira Liria Biscalquini. Construção coletiva interdisciplinar em educação ambiental no ensino médio: a microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Peixes como tema gerador. **Ciência & Educação**, v. 13, n. 3, p. 389-398, 2007.

PESSANO, Edward Castro; PESSANO, Claudia Azevedo; TOMASSONI, Diego; FRECERO, Liliane Simionato & CASTRO, Luis Bortoluzzi. Análise da atividade pesqueira no rio Uruguai médio, diante do panorama da associação de pescadores de Uruguaiana, RS. **Biod. Pampeana**. 6(2): 49-62, dez. 2008.

PESSANO, E. F. C.; et al. Percepções socioambientais de estudantes concluintes do ensino fundamental sobre o rio Uruguai. **Revista Ciências & Ideais**, Rio de Janeiro, v.4, n.2, p.1-26, 2013.

POMBO, Olga. Interdisciplinaridade e integração dos saberes. *Liinc em Revista*, v.1, n.1, p.3 -15. 2005. Disponível em: <http://www.ibict.br/liinc>. Acesso em: 12 de julho de 2011.

REBOUÇAS, Aldo da C.; BRAGA, Benedito; TUNDISI, José Galizia. **Águas Doce no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. Editora Escrituras. São Paulo. 2006.

RICARDO, E. C. Competências Interdisciplinaridade e contextualização: dos Parâmetros Curriculares Nacionais a uma compreensão para o Ensino de Ciências. Tese (doutorado em Educação Científica e Tecnológica) – Centro de Ciências Físicas e Matemáticas, Centro de Ciências da Educação, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2005.

RICARDO, E. C. e ZYLBERSZTAJN, A. Os Parâmetros Curriculares Nacionais

- para as Ciências do Ensino Médio: Uma análise a partir da visão de seus elaboradores. **Investigações em Ensino de Ciências**, v.13, n. 3, p.257-274, 2008.
- RIGHI, Eléia; ROBAINA, Luis Eduardo de Souza. Enchentes do Rio Uruguai no Rio Grande do Sul entre 1980 e 2005: uma análise geográfica. **Sociedade & Natureza**. v22(1) Uberlândia. 2010. Acessado em 11 de setembro de 2011.
- RUPPENTHAL, R. O ensino do sistema respiratório através da contextualização e atividades práticas. p.93. Programa de Pós Graduação de Educação em Ciências, Química da Vida e Saúde. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Santa Maria, 2013.
- SANTOS, Silvia Aparecida Martins & RUFFINO, Paulo Henrique Peira. **Proposta do Programa de Educação Ambiental**. In: SCHIEL, Dietrich; MASCARENHAS, Sérgio; VALEIRAS, Nora & SANTOS, Silvia Aparecida Martins. O estudo de bacias hidrográficas, uma estratégia para educação ambiental. São Carlos, Rima, 2002
- SOARES, Max Castelhana. Uma proposta de trabalho interdisciplinar empregando os temas geradores alimentação e obesidade. Dissertação (Programa de Mestrado em Educação em Ciências, Química da Vida e Saúde) – Universidade Federal de Santa Maria. 2010.
- TUCCI, C. E. Controle de enchentes. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: ABRH/EDUSP, 1993.
- WARTHA, E. J.; FALJONI-ALÁRIO, A. A contextualização no ensino de química através do livro didático. **Revista Química Nova na Escola**, São Paulo, n.22, p.42-47, 2005.
- WARTHA, E. J; SILVA, E. L.; BEJARANO, N. R. R. Cotidiano e Contextualização no Ensino de Química. **Química Nova na Escola**, v. 35, n. 2, p. 84 – 91. Mai. 2013.
- ZANIBONI FILHO, et all. **Catálogo Ilustrado de Peixes do Alto Uruguai**. Florianópolis: Ed. UFSC: Tractebel Energia, 2004, 218 p.

## CAPÍTULO 2

# LEVANTAMENTO HISTÓRICO DA PESCA E CONSERVAÇÃO DA BACIA DO RIO URUGUAI MÉDIO

---

Vinícius Bolina  
Edward Frederico Castro Pessano  
Luís Flávio Souza de Oliveira  
Michel Mansur Machado  
Marcus Vinicius Morini Querol

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Desde sua existência, o homem tem desfrutado dos bens que a natureza lhe proporciona. Na pré-história, por exemplo, o ser humano adaptou-se ao meio, usufruindo dele para a confecção de suas ferramentas, a fim de utilizá-las contra o próprio meio ambiente, como na caça, mesmo que sua ação sobre o local se restringisse à interferência em algumas cadeias alimentares. Essa disposição inicial na luta de obtenção de alimento e matéria prima para suas atividades não se restringiu somente ao ambiente terrestre, mas se estendeu aos ambientes aquáticos e semiaquáticos (MOTA & BRAICK, 2005).

Neste contexto, as bacias hidrográficas são um dos componentes ambientais mais afetados pelo homem. Alterações ocorridas nestas podem ser avaliadas através do monitoramento da qualidade da água, entre outros fatores (MERTEN & MINELLA, 2002). Desde a década de 1980, diversas alterações, tanto nas características ambientais, quanto na legislação, marcaram e expuseram a bacia do rio Uruguai, a um destaque no meio social, chamando a atenção das comunidades próximas às diferenças que começavam a surgir a partir de então. A principal delas talvez possa ser exemplificada pela quantidade de pescado proveniente da bacia, que foi reduzindo-se tanto em quantidade, quanto em tamanho dos espécimes.

Algumas ferramentas voltadas à minimização destes problemas foram elaboradas, como a proibição de certos apetrechos para a pesca (ACCUDAM, 1994) e, também, a captura de determinadas espécies consideradas ameaçadas na região (CONSEMMA, 2002).

Da mesma forma, o cultivo de espécies exóticas, como a Carpa Húngara (*Cyprinus carpio*), também faz parte desta contextualização, já que pode acarretar

em graves efeitos sobre a biota nativa (QUEROL et al., 2005). O surgimento de grupos de apoio à conservação da bacia também foi de grande relevância no que tange o contexto histórico.

Ainda no âmbito das mudanças, muito antes desta mensuração de alterações pré-disposta temporalmente, mais especificamente na época das missões jesuíticas no Rio Grande do Sul, o padre jesuíta Antonio Sepp descreveu o que viu na região:

*“(...) Para o oeste corre o Rio Uruguai com sua água cristalina, doce, murmurante, que em sua sanidade supera todas as fontes europeias. Esta água (...) é límpida e purificada pelas raízes das árvores, que cobrem com fresca sombra a beira de ambos os lados por 400 milhas, como também pedras e granitos de areia na qual a água bate. (...) Aqui se encontram numerosas ilhas maravilhosas, rodeadas de árvores(...). Este rio é abundante em pesca e em determinadas épocas os índios podiam pescar peixes com as próprias mãos, no qual eu mesmo experimentei várias vezes” (SEPP, 1771).*

Descrições como esta, feitas em meados do ano de 1700, servem como panoramas de observação da antiga situação da bacia, e uma expectativa futura, já que o homem, precursor de diversas destas mudanças, é produto do processo evolutivo e de um contexto cultural historicamente estabelecido, com comportamentos adaptativos, que os levam ao relacionamento social e ao contato com os elementos no meio ambiente (NEIMAN, 2009) e as consequentes alterações que tal fato pode acarretar.

Neste capítulo, apresentou-se um estudo que teve como objetivo a tentativa de mensurar os impactos causados pelo homem durante o intervalo de tempo a partir da data base, onde se denota o início de discussões de uma maneira mais expressiva em prol do meio ambiente (Década de 80), para um possível encaminhamento dos pareceres avaliativos aos órgãos ambientais competentes, servindo, assim, como uma contribuição à preservação dos recursos naturais.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

Por meio de documentos, pareceres técnicos, ofícios, jornais, revistas e artigos que tratem da história do local desde 1980, se estabeleceram qualitativamente e quantitativamente as mudanças ocorridas, observando as leis e determinações vigentes, aliado ao cumprimento ou não das exigências legais. A pesquisa de campo foi feita entre fevereiro a agosto de 2013 em museus, bibliotecas, jornais, emissoras de televisão e rádios, com a busca de materiais históricos, fotografias, imagens e material jornalístico sobre o rio Uruguai e a visão popular sobre o mesmo.

Dentre os locais visitados, citamos o acervo histórico do Centro Cultural Dr. Pedro Marini, Museu do Rio Uruguai, Museu Raul Vurlod Pont, Biblioteca Municipal Luiz Guilherme do Prado Veppo, Biblioteca da Pontifícia Universidade

Católica do Rio Grande do Sul, Campus Uruguaiana - PUCRS e Jornal Correio do Povo, além de cópias das legislações, que também foram analisadas. Além destes, órgãos como a sede do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA em Uruguaiana, Conselho Municipal de Meio Ambiente - CONSEMMA, Secretaria de Meio Ambiente de Uruguaiana – SEMA, também foram envolvidos no processo de pesquisa.

Primeiramente, foram analisados todos os acontecimentos catalogados e armazenados em arquivo relevantes desde 1980. Posteriormente, os dados coletados foram confrontados com uma visualização da realidade local, com o intuito de estabelecer relações entre os documentos históricos e as possíveis modificações ambientais. Em cada uma destas relações, foram destacados aspectos da conservação da bacia, para análise e comparação nas diferentes escalas temporais. O método de pesquisa se dividiu entre análise bibliográfica das legislações e de artigos publicados em periódicos.

Também foi aplicado um questionário (ANEXO 1), com questões abertas e fechadas a moradores ribeirinhos, pescadores, profissionais do meio-ambiente e produtores rurais sobre seu conhecimento quanto a conservação do rio, qualidade da água, principal agente poluidor da bacia e quantidade de espécies de peixes capturados ao longo dos anos. A entrevista com os pescadores ribeirinhos e demais atores sociais também aconteceu no mês de agosto, com 7 indivíduos de cada grupo, totalizando um total de 28 entrevistados, todos com idade acima de 38 anos. A idade dos mesmos se explica pela possibilidade de conhecimento da situação desde a data pré-disposta no trabalho.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Através da análise dos dados obtidos, pode se observar que as diferentes formas de combater o abuso ao meio ambiente são anualmente desempenhadas por órgãos comunitários, secretarias e conselhos de meio ambiente, que realizam discussões em prol de uma legislação mais severa. A tenuidade das aplicações das leis é traduzida em qualquer observação leiga às margens do rio Uruguai médio, seja detectando a precariedade de matas ciliares, o excesso de esgoto doméstico, industrial e o excedente agroquímico de lavouras nas barragens adjacentes à bacia, que utilizam materiais potencialmente nocivo. Neste contexto, verificou-se a diferença atual da vegetação dos dois lados do rio, onde ao topo da imagem se vê ao Brasil e, no plano inferior, a Argentina (Figura 1). O lado brasileiro caracteriza-se por uma quantidade de edificações, enquanto o lado argentino conta com uma flora mais acentuada e preservada.

Figura 1: Diferença entre as vegetações das margens do rio Uruguai Médio, onde no topo da imagem se vê Uruguaiana (Brasil) e, abaixo, Paso de Los Libres (Argentina). Créditos: Jair Prandi.



Neste contexto, ações com intuito de preservação ambiental foram discutidas no Primeiro Seminário Internacional Sobre o Meio Ambiente, Pesca e Turismo, que aconteceu em 1994, idealizado pela Associação Civil Comunitária Uruguaianaense de Defesa ao Meio Ambiente (ACCUDAM). O evento teve participação de 33 entidades da Argentina, Brasil e Uruguai, que discutiram assuntos para unificação das legislações, dentre eles, a proibição da pesca e da utilização de determinados apetrechos para a atividade. Na ocasião, foi diagnosticado o forte impacto ambiental sofrido pelo rio Uruguai, caracterizado por banhados e várzeas que, gradativamente, começavam a desaparecer em decorrência da exploração de atividades agropastoris; pela continuidade do desmatamento das florestas que cobrem a região da bacia; pela destruição da mata ciliar ao longo do rio e seus efluentes; pela erosão provocada por desmatamento; pelo uso massivo de agrotóxicos e adubos; e pelo elevado número de bombas d'água sem filtros de proteção.

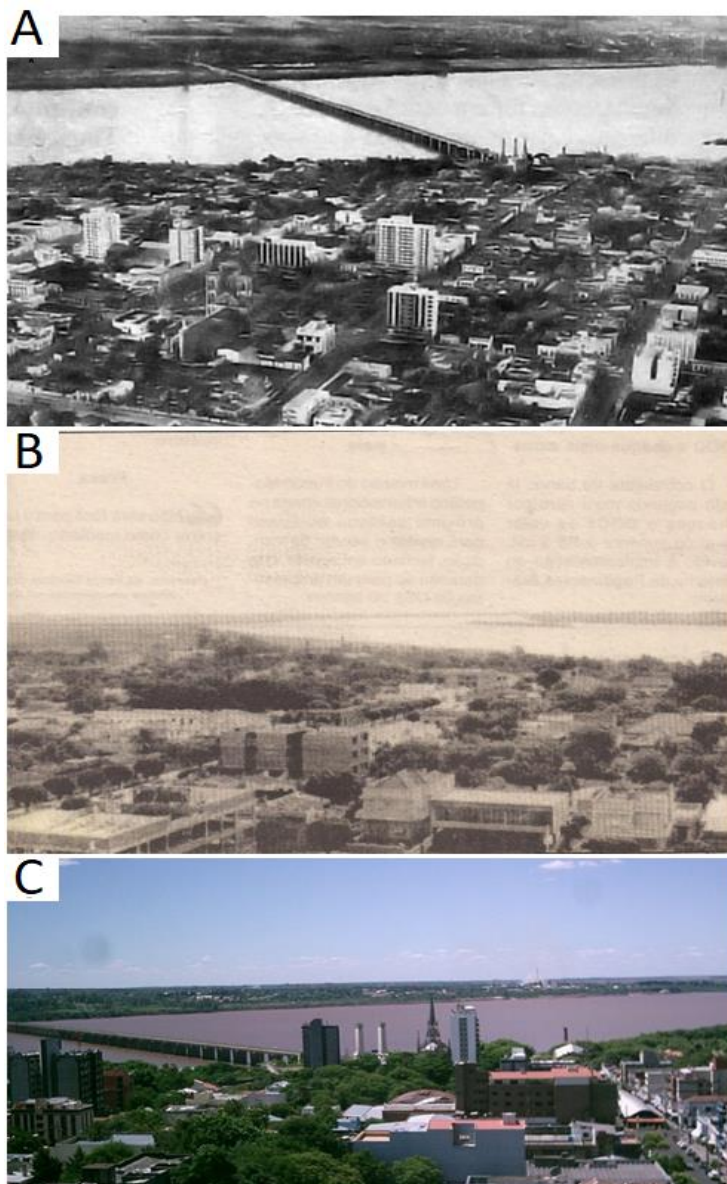
Esta realidade descrita em 1994 continua semelhante a atual, com o forte impacto ambiental sofrido em toda a extensão do rio, tanto na diversidade íctica, quanto no número de edificações construídas ao longo dos anos sem um planejamento ambiental, influenciando o desenvolvimento da bacia do rio Uruguai e inibindo o crescimento de uma área de preservação (Figura 2 A, B e C). No entanto, estudos com intuito de mensuração destes impactos não foram realizados ou são extremamente incipientes nesta porção da bacia.

Conforme Tucci (1997), à medida que a cidade se urbaniza, em geral, ocorre o aumento das vazões máximas, que, segundo Leopold (1968), pode ser de até 7 vezes devido ao aumento da capacidade de escoamento através de condutos e canais e impermeabilização das superfícies. Ainda, pode haver o aumento da produção de sedimentos, ocasionado pela desproteção das superfícies e a produção de resíduos

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

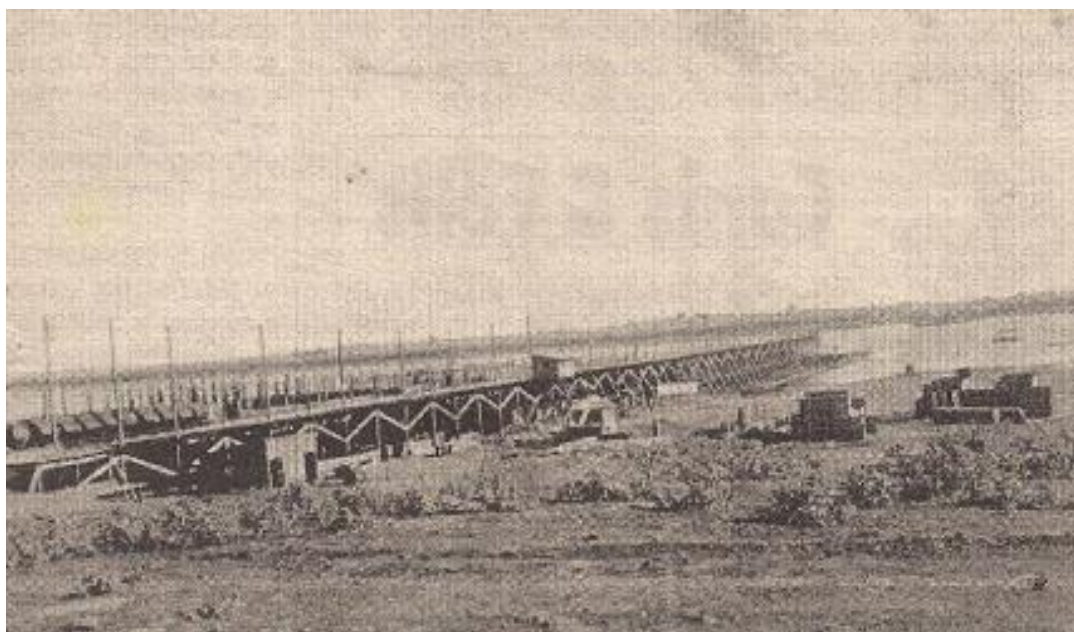
sólidos; a deterioração da qualidade da água, devido à lavagem das ruas, transporte de material sólido e as ligações clandestinas de esgoto cloacal e pluvial.

Figura 2. Edificações à beira do rio Uruguai (A), 1980; (B): 1995; (C): 2002.  
Créditos: Centro Cultural Dr. Pedro Marini; Jair Prandi.



Mesmo antes do período estudado, em 1943, quando construída a ponte Internacional que liga Uruguaiana a Paso de Los Libres - Argentina pode-se perceber a diferenciação da vegetação local, ao fundo (Figura 3), observa-se a grande quantidade de vegetação arbórea, enquanto no lado brasileiro, algumas mudas sendo plantadas. Tal fato talvez possa ser resultado das atividades agropastoris ao longo do rio Uruguai.

Figura 3. Construção da ponte Internacional, em 1943, com destaque para a diferenciação na margens do rio. Fonte: Centro Cultural Dr. Pedro Marini.



Ao decorrer do tempo, diversos acontecimentos foram registrados no rio Uruguai, como a mortalidade repentina de peixes (Figura 4) e recentemente, o aparecimento de mexilhões dourados (*Limnoperma fortunei*), em Uruguaiana, como o observado por Querol *et al.* (2013), (Figura 5). Conforme PASTORINO *et al.* (1993), o primeiro registro dessa espécie na América do Sul foi no rio da Prata, balneário de Bagliardi (34°55'S, 57°59W), próximo da capital argentina de Buenos Aires, em 1991. A espécie já foi estudada e evidenciada em meados dos anos 2000 no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil (MANSUR *et al.*, 2003), e nos outros integrantes da bacia do Prata (rio Paraná, rio da Prata e rio Paraguai), (PESTANA *et al.*, 2008). DARRIGRAN (1995) sugere que a introdução da espécie, natural do sudeste asiático, teria ocorrido com água de lastro de navios vindos de países desta região.



**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

Figura 4. Animais flagrados mortos no rio Uruguai. Fonte: Jornal Diário da Fronteira, 2012.

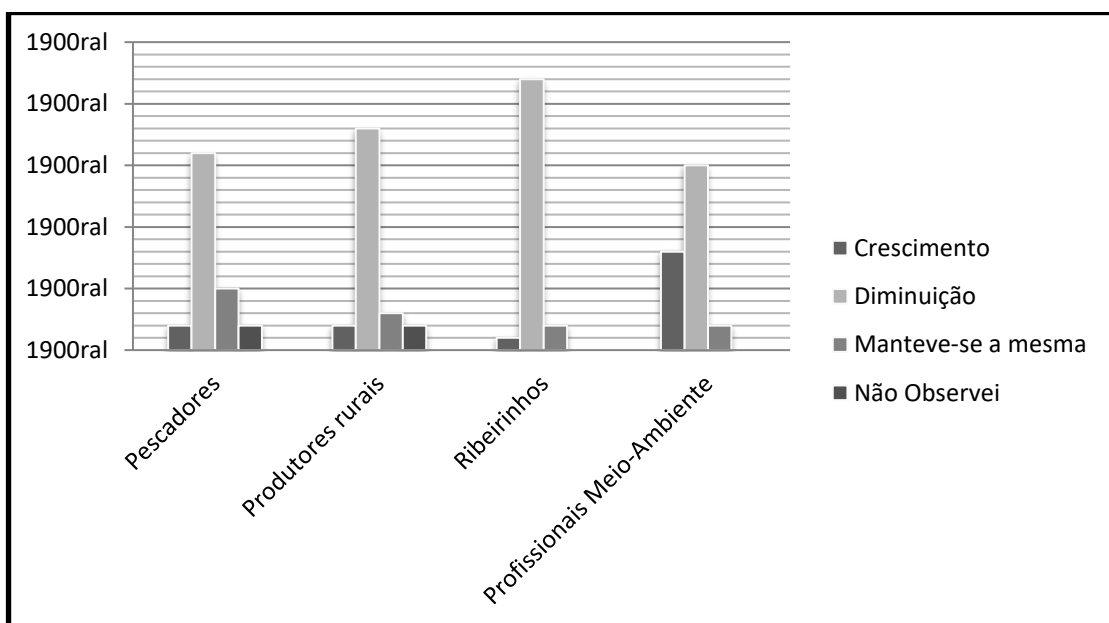


Figura 5. Mexilhões-dourados encontrados na beira do rio Uruguai. Fonte: Jornal Diário da Fronteira, 2012.



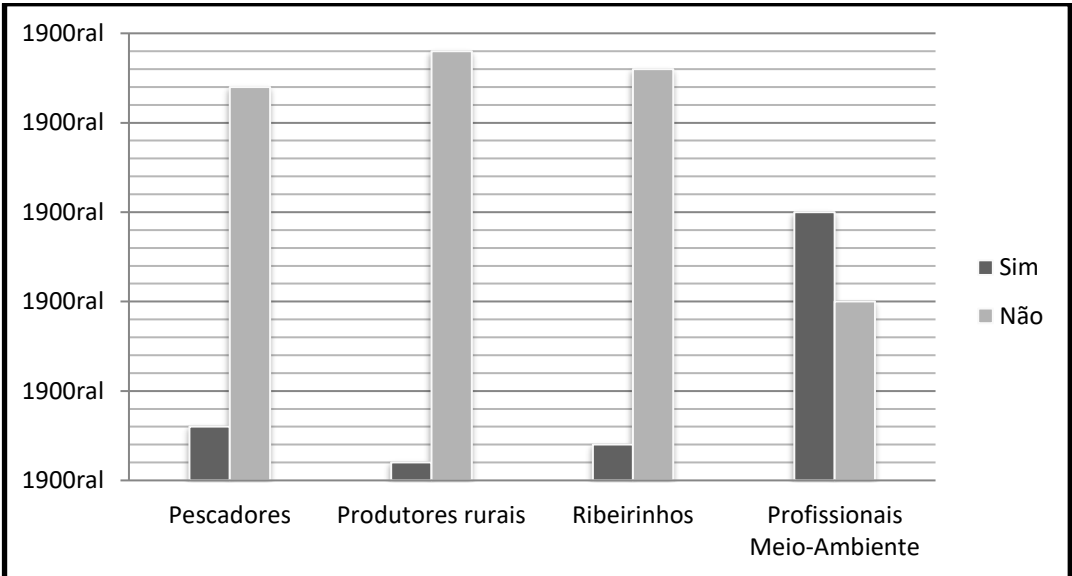
Como resposta aos questionários (Anexo 1), em alguns fatores, as quatro classes de entrevistados entraram em concordância, onde acreditam que a vegetação ciliar diminuiu nos últimos 33 anos (Figura 6). Alguns dos principais danos observados e descritos pelos questionados é semelhante ao descrito pela ACCUDAM (1994), como os banhados e várzeas que gradativamente desapareceram com atividades agropastoris, desmatamento da flora remanescente, uso abusivo de agrotóxicos, entre outros.

Figura 6. Averiguação da vegetação das margens a partir dos anos de 1980 até os dias atuais.



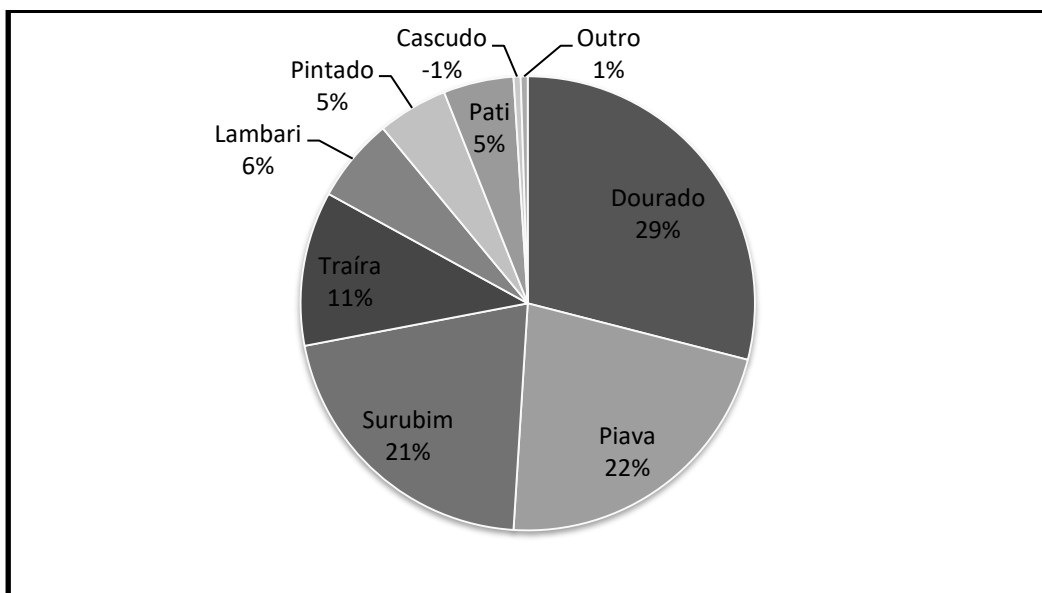
A maioria dos profissionais do meio-ambiente afirma que há uma preservação da mata ciliar em algum ponto do rio (Figura 7) devido a voluntários, tanto de ONGs quanto de escolas públicas que realizam trabalhos periódicos, envolvendo coleta de lixo e plantação de mudas de árvores nativas. Em estudo semelhante, realizado por BITTENCOURT & SORIANO-SIERRA (2007) na orla do canal da Barra da Lagoa, Santa Catarina, apenas 17% dos atores sociais entrevistados na região responderam que há importância em ações com o intuito da preservação do meio ambiente.

Figura 7. Observância de uma melhor preservação da mata ciliar em algum ponto do rio desde 1980 até hoje.



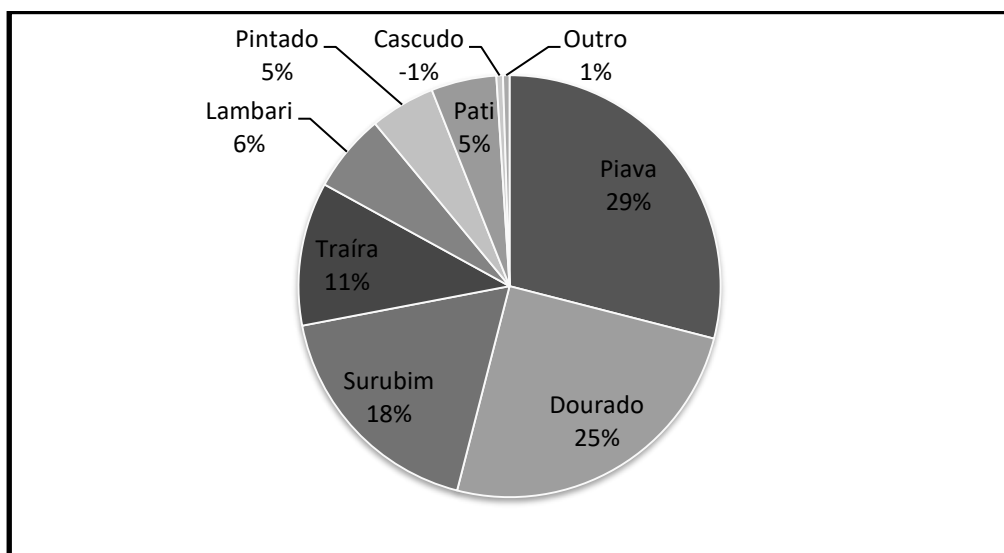
Em relação à ictiofauna, a grande maioria dos entrevistados enumerou dourado, piava, surubim traíra, lambari, pintado, pati e cascudo, de 1 a 8, respectivamente, em escala de captura, quando questionados sobre a ocorrência de peixes na década de 1980, (Figura 8).

Figura 8: Em ordem de ocorrência, animais mais capturados no rio Uruguai na década de 1980.



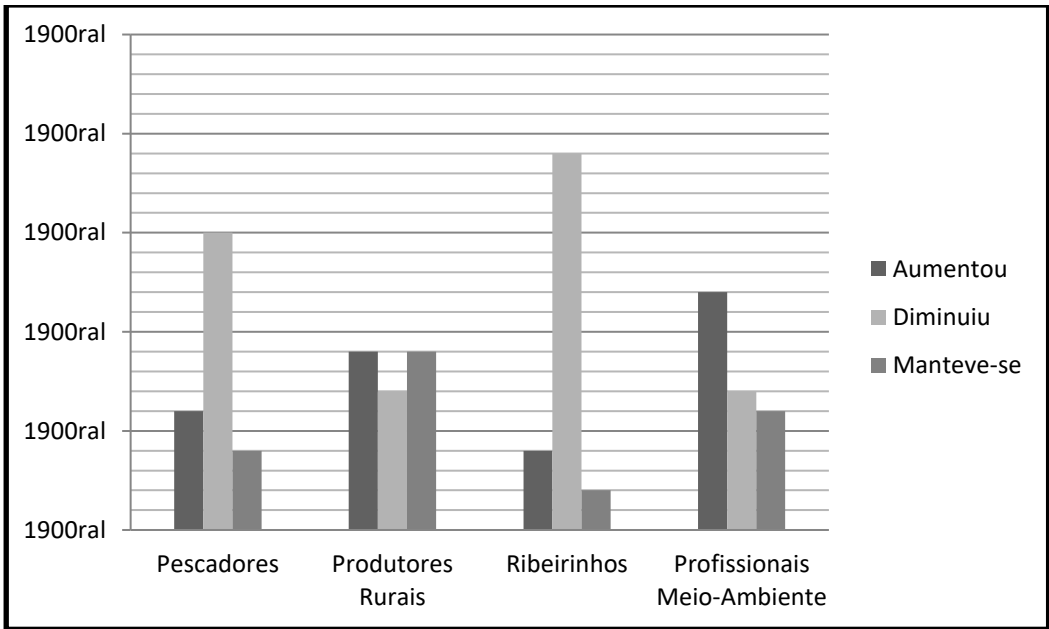
A média atual de captura de peixes se manteve semelhante, diferenciando-se apenas pelo maior número de relatos de incidência para piavas, do que dourados dos anos 2000 até 2013 (Figura 9).

Figura 9. Espécie mais encontrada entre 2000 e 2013.



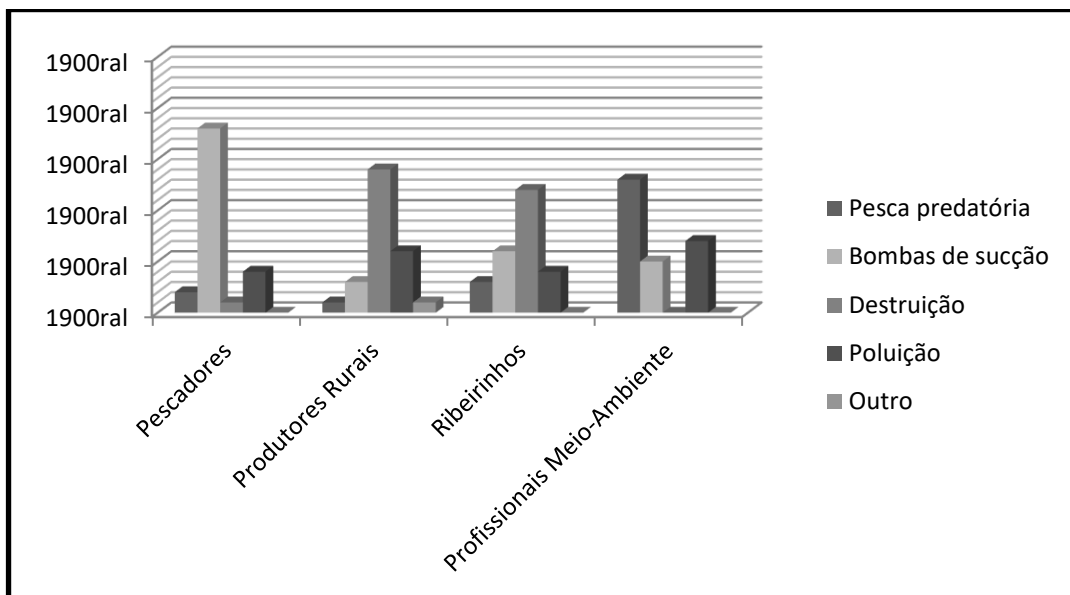
Os resultados dos questionários apontam a ictiocenose como um dos fatores mais divergentes entre os entrevistados (Figura 10). Mesmo diante da proibição da utilização de redes de pesca e da intermitência da atividade no período da piracema, os questionados afirmam que a pesca acontece da mesma forma nestes períodos.

Figura 10. Percepção sobre a quantidade de peixe capturado no rio entre 1980 e 2013.



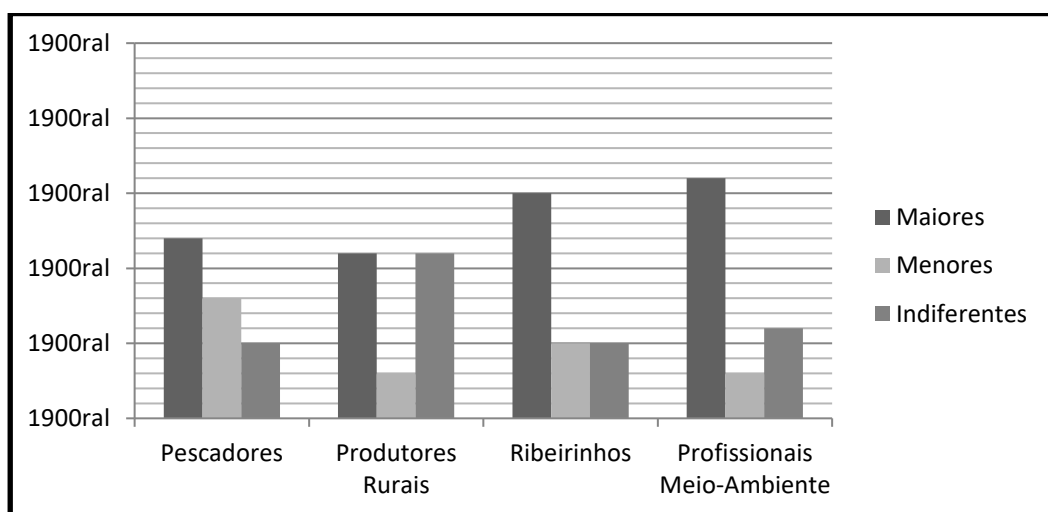
A grande maioria dos pescadores atribui a falta de peixes no rio aos agrotóxicos despejados nos adjacentes das bacias pelas lavouras, além da das bombas de sucção, enquanto grande parte dos profissionais do meio-ambiente acusam os pescadores de serem responsáveis pela falta de pescado no rio (pesca predatória). Alguns produtores rurais, por sua vez, afirmam que as hidrelétricas e os pescadores são responsáveis pela escassez de animais (Figura 11).

**Figura 11.** Fatores/atividades responsáveis pela diminuição de animais no rio Uruguai.



A maioria dos entrevistados concorda que os animais pescados por volta de 1980 eram maiores dos que os atuais, e explicam a situação atual devido a grande captura dos animais de pequeno porte, impossibilitando o seu desenvolvimento no seu habitat (Figura 12).

**Figura 12.** Os animais pescados por volta de 1980, se comparados com os capturados em 2013.



## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

O aumento do número de secas e cheias também foi percebido por todas as classes de entrevistados (Figura 13), assim como o aumento na duração de cada uma destas (Figura 14). Este aumento, conforme também explicitado pela EMBRAPA (2009) na região do Pantanal Mato-grossense, se deve às hidrelétricas que acabam regulando o fluxo de água no rio. Segundo o mesmo documento (EMBRAPA, 2009), para a conservação da fauna de peixes, especialmente das espécies migratórias, é necessário restaurar/recuperar a conectividade entre o canal dos rios e suas áreas de inundação (várzeas).

Figura 13. Percepção acerca do número de cheias e secas 33 anos, até 2013.

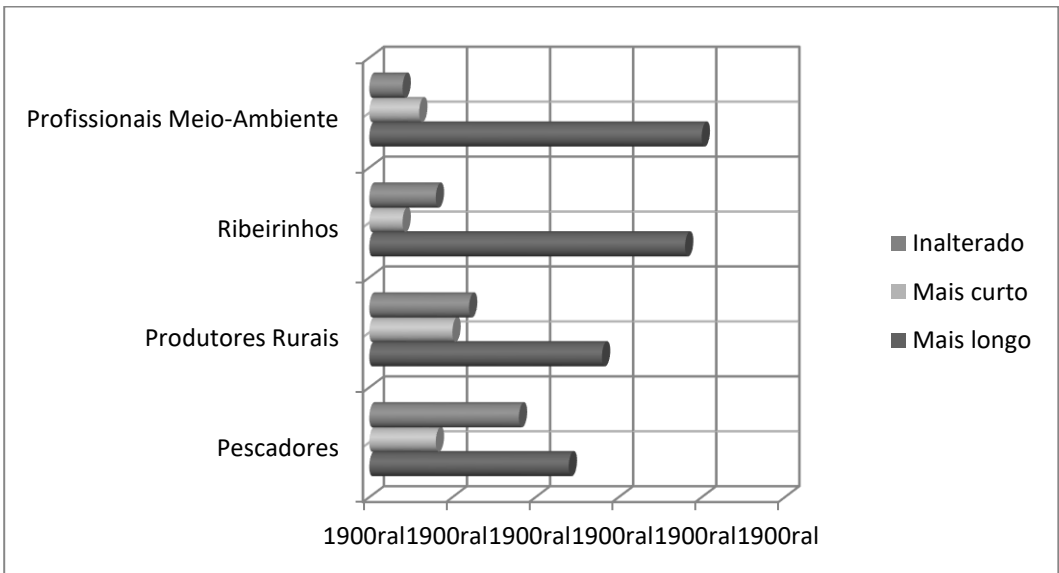
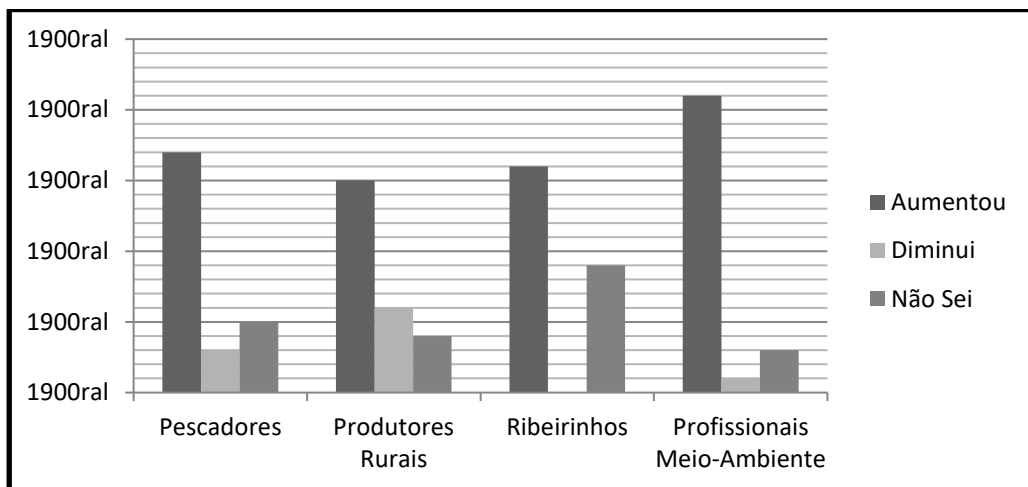
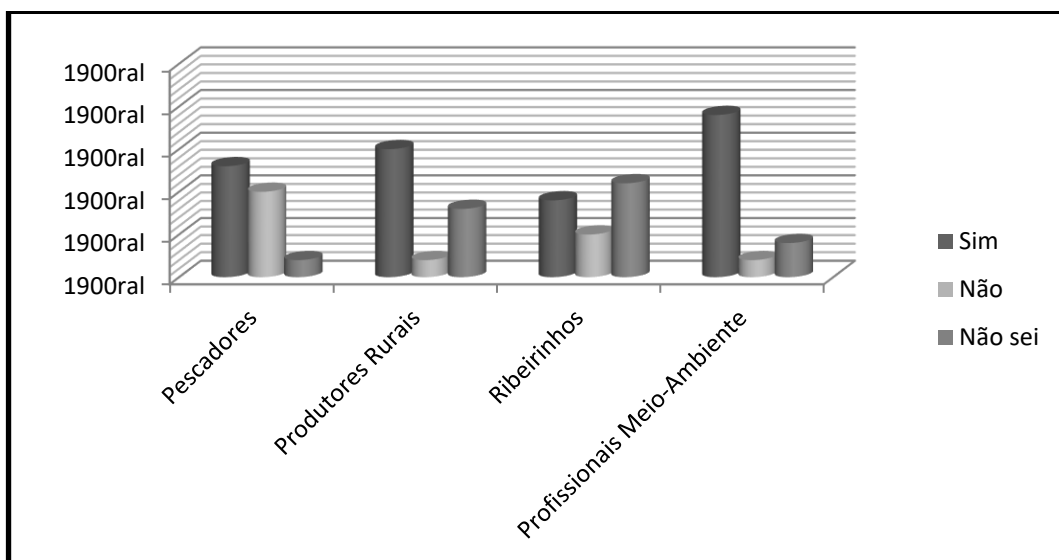


Figura 14. Percepção sobre o período das cheias e secas até 2013.



As hidrelétricas foram apontadas por profissionais do meio-ambiente, pescadores e produtores como uma das principais causas da diminuição de pescado do rio (Figura 15). Quando questionados sobre o maior agente poluidor da bacia, houve muitas divergências entre as respostas dos entrevistados (Figura 16).

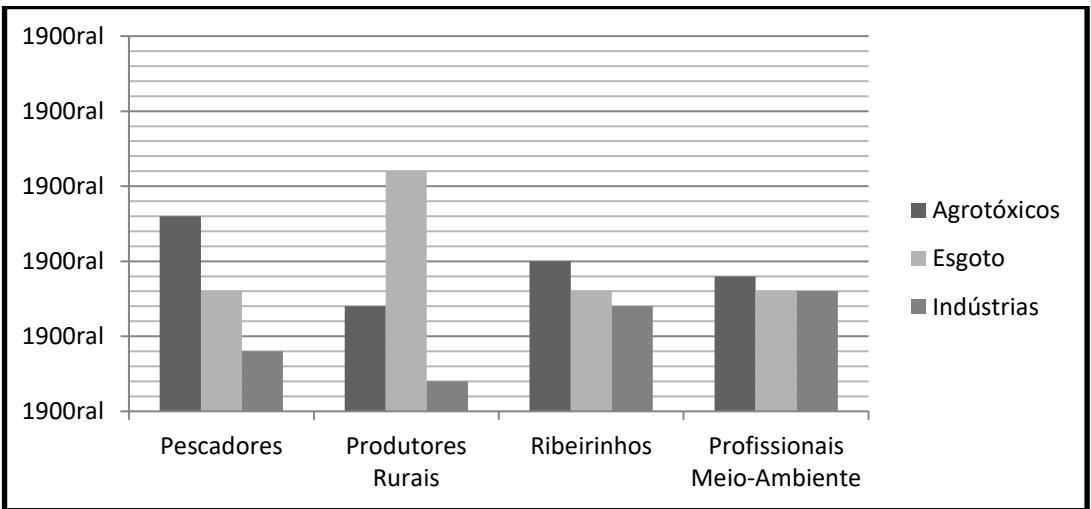
Figura 15. Crença na influência das hidrelétricas no número de pescado no rio.





## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Figura 16. Principais elementos causais, responsáveis pelos impactos ambientais na bacia do rio Uruguai, segundo a percepção das classes entrevistadas.



Conforme Goulart & Callisto (2003), deve-se considerar que nas áreas com grande concentração da parcela miserável da sociedade, há uma grande pressão sobre os recursos naturais, proveniente da total desinformação e falta de recursos, aliada às péssimas condições de vida, sendo também local de despejo de lixo, com enorme potencial de veiculação de inúmeras doenças.

Na orla do Uruguai médio, percebe-se grande quantidade de lixo depositado de forma irregular, porém, por mais que parte dos ribeirinhos tenham baixa renda e baixa escolaridade, há ainda a intervenção de indivíduos das regiões mais centrais da cidade, que despejam materiais orgânicos em decomposição, animais mortos e realizam cultos religiosos com alimentos e garrafas de vidro, sem retirar os materiais do local.

Todo o contexto do trabalho se resume em um pequeno aspecto cultural: a educação. Caso esta fosse presente na atual sociedade, reverteria os danos causados por gerações anteriores e, talvez, não permitiria que tais dilemas ambientais se desencadeassem desta forma.

Em países mais desenvolvidos, esta realidade de impacto ambiental propiciado pelo homem não é tão comum. Segundo Guimarães (1995), a educação ambiental deveria ser estendida durante todas as etapas da educação formal ou informal. Com consciência e instrução, se é possível preservar, manter e fazer prosperar os bens naturais. Prova disso está do lado argentino, que por mais de 20 anos teve uma taxa de analfabetismo extremamente baixa e guarda resquícios de consciência ecológica (FAUSTO & DEVOTO, 2004).

#### 4. CONCLUSÕES

As mudanças acontecem, e apenas uma pequena porcentagem local da população percebe que algo está errado. No momento das entrevistas, várias foram as escusas para certos questionamentos e falta de conhecimento sobre certos assuntos. Cada classe defende claramente seu ponto de vista. Tal fato pode ser notado em questionamentos sobre a diminuição de animais no rio e atividade com maior potencial de poluição. A falta de fiscalização também é algo considerável, levando em conta que, segundo os próprios pescadores, o dourado (*Salminus brasiliensis*), assim como o surubim (*Pseudoplatystoma sp.*), animais presentes no livro vermelho de espécies ameaçadas de extinção, estão entre os mais capturados atualmente. Quando questionados sobre o conhecimento a respeito das leis, os extrativistas afirmam não poder perder a oportunidade, já que, caso não capture o animal, outro o fará.

Com fiscalizações extremamente brandas, percebe-se o grande acúmulo de lixo doméstico na orla do rio, despejado diariamente em grande quantidade. Pescadores utilizam redes normalmente, em contrariedade com a ação civil pública nº 2007.71.03.000201/RS de 2009, onde se tentou estabelecer uma quantidade limite de rede por pescador profissional e limite nas dimensões da malha. A fiscalização, mesmo assim, de nada adiantará enquanto a legislação argentina da pesca for de encontro com a brasileira.

#### 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao todo, foram observadas mais de 100 fotografias, 32 documentos históricos e 56 documentos jornalísticos durante todo o processo de pesquisa de campo do trabalho. Os principais foram relatados neste capítulo, enquanto muitos outros fugiam do tema central e do eixo do estudo. A cada relato inserido no presente trabalho, outras informações eram catalogadas e armazenadas, muitas vezes vindo de encontro com a realidade já estipulada, demonstrando a complexidade e a impossibilidade em se estabelecer relatos históricos específicos ao se tratar de um corpo d'água com escassos estudos a seu respeito e muita divergência de informações. Dentro das pesquisas de campo, as descobertas foram significativas, tendo em vista que a maior parte dos dados coletados serviram como base fundamental do trabalho.

Os questionários também vieram de encontro com esta realidade principal, e foi possível perceber a divergência de opinião dos diferentes grupos de entrevistados. Ainda, houve ideias desarmônicas entre as classes sociais que pertenciam a um mesmo grupo. Como principal exemplo disso, ribeirinhos com uma renda familiar maior acreditavam que os problemas ambientais do rio Uruguai médio eram consequência da destruição local como um todo, tanto da flora, quando da fauna e das características físico-químicas da água. Moradores da mesma área, com renda familiar inferior, em sua maioria, aplicavam os danos às bombas de sucção e dejetos

agropastoris. Foi percebido, também, ao final do trabalho, a necessidade de aumento do número de entrevistados, para uma configuração melhor embasada dos resultados expostos. Todavia, a estimativa é de que os dados não destoem dos explícitos neste artigo.

A olho nu, as diferenças entre as margens do rio definem a realidade de políticas ambientais preservacionistas, e políticas e fiscalizações brandas e relapsas. Esta discrepância, estabelecida e reafirmada conforme o passar dos anos, pode ter relação com o período compreendido até 1995, quando o PIB argentino superava o brasileiro em larga escala e a taxa de analfabetismo do Brasil era de aproximadamente 20 % da população com 15 anos ou mais, enquanto a da Argentina não alcançava a faixa dos 10% (FAUSTO & DEVOTO, 2004).

O período de quatro décadas a ser analisado foi estabelecido por uma melhor possibilidade de busca dos dados e de um enfoque histórico e diacrônico das mudanças sociais, econômicas e biológicas (GUGELMIN, 1995). Todavia, uma amplitude neste diagnóstico temporal seria importante para um melhor conhecimento do mesmo. Um estudo antropológico mais aprofundado proporcionaria possíveis políticas de comportamento e preservação ambiental às populações locais, tratando de um âmbito de conscientização, tendo em vista que as políticas públicas dificilmente surtirão efeito neste cenário.

## **6. REFERÊNCIAS**

- ACCUDAM, Associação Civil Comunitária Uruguaiense de Defesa ao Meio Ambiente. Seminário Internacional sobre meio ambiente, pesca e turismo. Uruguaiense, 1994.
- BITTENCOURT, Neres de Lourdes; SORIANO-SERRA, Eduardo Juan. A ótica dos atores sociais na gestão ambiental dos terrenos de marinha: o caso da orla do canal da Barra da Lagoa, Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, n. 15, P. 67-74. 2007.
- CONSEMMA, Conselho Municipal de Meio Ambiente. Parecer técnico: Contextualização em desfavor do uso do apetrecho (rede) na bacia do rio Uruguai, Uruguaiense – RS. Uruguaiense, 2002.
- DARRIGRAN, Gustavo. *Limnoperna fortunei*: ¿Un problema para los sistemas naturales de agua Dulce del Mercosur? *Revista Museo La Plata, La Plata*, 1 (5). P. 85-87.
- DECRETO nº 41.672. Lista das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Rio Grande do Sul. 10 de junho 2002.
- EMBRAPA. Influências de Usinas Hidrelétricas no Funcionamento Hidro-Ecológico do Pantanal Mato-Grossense – Recomendações. Embrapa Pantanal, Corumbá – MS. 2009.
- FAUSTO, Boris; DEVOTO, Fernando. Brasil e Argentina. Um ensaio de história comparada (1850 – 2002). Editora 34. São Paulo, SP. P. 146-153. 2004.

- FOLADORI, Guillermo; TAKS, Javier. Um olhar antropológico sobre a questão ambiental. *Mana* vol.10 no.2. Rio de Janeiro. 2004.
- FUNDACENTRO. Prevenção de acidentes no trabalho com agrotóxicos: segurança e saúde no trabalho, n. 3. São Paulo: Fundação Jorge Duprat Figueiredo de Segurança e Medicina do Trabalho, Ministério do Trabalho, 1998.
- GUGELMIN, Sílvia Ângela. Nutrição e alocação de tempo dos Xavante de Pimentel Barbosa, Mato Grosso: um estudo em ecologia humana e mudanças. (Ricardo Ventura Santos, orientador). Tese de Mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública/Fundação Oswaldo Cruz. 118p. Anexos. 1995.
- GOULART, Michael; CALLISTO, Marcos Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, ano 2, nº 1. 2003.
- Jornal Diário da Fronteira. Ano XIII, nº 3455. Fronteira Oeste, RS. 9 de fevereiro de 2012.
- Jornal Diário da Fronteira. Mexilhões-dourados. A nova ameaça ao rio Uruguai. Fronteira Oeste, RS. 30 de janeiro de 2012.
- KOBIYAMA, Masato. Prevenção de desastres naturais. Conceitos básicos. 1ª Edição. Organic Trading. Curitiba, PR. 2006.
- LAVILLE, Élisabeth. A empresa verde. USP. São Paulo, SP. 2009.
- LEOPOLD, Luna. Hydrology for Urban Planning – A Guide Book on the Hydrologic Effects on Urban Land Use. USGS circ 554, P. 18. 1968.
- MANSUR, Maria Cristina Dreher *et al.* Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Rev. Bras. Zool.* [online]. Vol.20, n.1, P. 75-84. 2003.
- MERTEN, Gustavo; MINELLA, Jean. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável. Porto Alegre, v.3, n.4, out/dez, 2002.
- MOTA, MYRIAM; BRAICK, PATRÍCIA. HISTÓRIA DAS CAVERNAS AO TERCEIRO MILÊNIO. VOL I. 1ª EDIÇÃO, EDITORA MODERNA. SÃO PAULO, 2005.
- NEIMAN, ZYSMAN. ASPECTOS DA ECOLOGIA COMPORTAMENTAL E DA SOCIOLOGIA AMBIENTAL PARA A COMPREENSÃO DA RELAÇÃO SER HUMANO E NATUREZA. *REVISTA HOLOS ENVIRONMENT*. V.9 N.2. P. 316. 2009.
- PASTORINO, Guido; *et al.* *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor em aguas del rio de La Plata. *Neotropica*. La Plata, 39. P. 101-102. 1993.
- PESTANA, Débora; *et al.* Seasonal variation in larval density of *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae) in the Iguazu and Paraná rivers, in the region of Foz do Iguazu, Paraná, Southern Brazil. *Braz. arch. biol. technol.* vol.51 no.3 Curitiba, PR. 2008.
- QUEROL, Marcus Vinícius Morini; *et al.* Ocorrência Da Carpa Húngara, *Cyprinus Carpio* (Linnaeus, 1758) e Disseminação Parasitária, no Arroio Felizardo, Bacia Do

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

Médio Rio Uruguai, Uruguaiana, RS, Brasil. Biodiversidade Pampeana, PUCRS, Uruguaiana, 2005.

QUEROL, Marcus Vinícius Morini; *et al.* Ocorrência de *Limnoperna fortunei* (Mollusca, Mytilidae), no rio Uruguai, município de Uruguaiana, Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, Pampa Brasileiro. Biotemas, 26 (3): 249-254. 2013.

RIBAS, Priscila Pauly; MATSUMURA, Aida Terezinha Santos. A química dos agrotóxicos: impacto sobre a saúde e meio ambiente. Revista Liberato, Novo Hamburgo, v. 10, n. 14, p. 149-158, jul./dez. 2009

SANTOS, Milton. Pensando o espaço do homem. Edusp. São Paulo, SP. 2012.

SEPP, Anton. Relación de Viaje a las Misiones Jesuíticas. Tomo I. EUBA. Buenos Aires, 1971.

SOUSA, Fabrício Alves de; *et al.* Responsabilidade social empresarial: uma análise sobre a correlação entre a variação do índice de sustentabilidade empresarial (ISE) e o lucro das empresas socialmente responsáveis que compõem esse índice. Revista de Administração, Contabilidade e Sustentabilidade. Sousa, PB. 2011.

TOMMASI, Luiz Roberto. Estudo de Impacto Ambiental. Ed. CETESB: Terragraph Artes e Informática, 354p. 1994.

TUCCI, Carlos. Plano Diretor de Drenagem Urbana: Princípios e Concepção. RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 2 n 2. 1997.

## ANEXO 1

Questionário sobre alterações nas características da Bacia do Uruguai Médio, durante o transcorrer de 33 anos.

**1-** Você conhece o rio Uruguai?

Sim             Não

**2** – Sobre a vegetação ciliar (mata), você observou alguma alteração no local a partir dos anos de 1980 até hoje?

crescimento    diminuição    manteve-se a mesma    não observei

**3** – Você observa uma melhor preservação da mata ciliar em algum ponto do rio desde 1980 até hoje?

sim    não

Qual? / Onde?

**4** – Sobre incidência/ocorrência de espécies de peixes, na década de 1980, a seu ver, qual delas era a mais capturada. Enumere em ordem de ocorrência:

dourado;    surubi;    piava;    traíra;    lambari;    magurujú;    pintado;    pati;    cascudo;    outro. Qual?

**5** – Atualmente, a seu ver, qual a espécie mais encontrada:

dourado;    surubi;    piava;    traíra;    lambari;    magurujú;    pintado;

pati;    cascudo;    outro. Qual?

**6** - Você acredita que a quantidade de peixe capturado no rio entre 1980 e 2013:

aumentou;    diminuiu;    manteve-se a mesma;

**7** – Se diminuiu, a que você atribui essa redução?

pesca predatória;    aumento de bombas de sucção;    destruição do ambiente natural;

poluição do rio.    outra

Qual? \_\_\_\_\_

**8** – Os animais pescados por volta de 1980, se comparados com os capturados atualmente:

eram maiores;    eram menores;    não reparei diferença;

**10** – O número de cheias e secas aumentou nos últimos 33 anos?

sim;    não;    não sei;

**11** – O período das cheias e secas, hoje em dia:

é mais longo;    é mais curto;    não percebi mudança;

**12** – Você acredita que as hidrelétricas afetam o número de pescado no rio?

sim;    não;    não sei.

**13** – Você acredita que o Rio Uruguai seja um ambiente poluído?

sim;    não;    não sei responder;

**14** – A poluição, desde 1980 até hoje:

aumentou;    diminuiu;

não há poluição no rio Uruguai;

**15** – Dentre as atividades abaixo, qual, na sua opinião, é a maior responsável por impactos ambientais na bacia do Rio Uruguai:

**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

- agrotóxicos;
- esgoto doméstico;
- indústrias;
- outra. Qual?

**16-** Na sua opinião qual seria os meios para a solução dos problemas existentes no rio Uruguai? Numere em ordem de prioridade

- Educação Ambiental nas escolas
- Fiscalização
- Proibição da Pesca
- Proibição da Irrigação Agrícola
- Tratamento do esgoto
- Proibição de Hidrelétricas
- Outro Qual? \_\_\_\_\_

**UNIDADE II**  
**LIMNOLOGIA**

---



## CAPÍTULO 3

# VARIAÇÃO ANUAL DE CONTEÚDO SECO DE MACRÓFITAS NO CÓRREGO SUBTROPICAL ARROIO FELIZARDO, URUGUAIANA, RS- PAMPA BRASILEIRO

---

Mário Davi Dias Carneiro  
Alessandra Sayuri Kikuchi Tamajusuku

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Macrófitas aquáticas são vegetais visíveis a olho nu que estão parciais ou totalmente submersos ou flutuantes em água doce ou salobra, permanente ou sazonalmente todos os anos, sendo estas subdivididas em grupos ecológicos. Esta importante comunidade límnic foi esquecida pelos pesquisadores que há apenas 50 anos descobriram sua significativa importância na dinâmica ecológica de qualquer ecossistema. Os ecossistemas que as macrófitas habitam, em contrapartida, determinam suas quantificações nutricionais, pois dele é oriundo os fatores bióticos e abióticos que as plantas, através de seus processos fisiológicos, transformam em biomassa. Este capítulo traz a avaliação de 6 espécies de macrófitas presentes no Arroio Felizardo, existentes no campus Uruguaiana da Universidade Federal do Pampa. A partir de análises Matéria Parcialmente Seca (MPS) destas macrófitas de diferentes tipos ecológicos, em dois pontos distintos do arroio a macrófita que apresentou perenidade e ampla distribuição, pertencente ao grupo das plantas enraizadas de folha flutuante, foi submetida a análises de sua composição nutricional. Diversas diferenças foram observadas e ao longo do capítulo são discutidas e relacionadas com o potencial desses vegetais aquáticos como agentes no tratamento de efluentes e como substitutivo nutricional. Apesar da divulgação destes resultados, mais pesquisas principalmente quanto a utilização dos vegetais, ainda são necessários para viabilizar a utilização sustentável desta importante comunidade ecológica, fundamental para o Bioma Pampa.

## 2. MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Segundo Esteves (1998) a comunidade aquática mais negligenciada no âmbito das pesquisas limnológicas foi a formada pelas macrófitas aquáticas. Toda a comunidade científica voltada aos estudos limnológicos na área vegetal se empenhava diretamente e, sobretudo, em comunidades planctônicas, principalmente pelo fato destes estudos terem se iniciado na Europa, local com existência de lagos profundos e gélidos e, portanto, com pouca ou nula presença de exemplares das macrófitas. Este contexto infelizmente fez com que pouco se produzisse sobre estes vegetais; fato que se reflete ainda em um passado recente, como o relato da Declaração de Banguécoque (NACA/FAO) citada por Henry-Silva & Camargo (2006). Nesta ocasião, sugeriu-se que as investigações sobre a utilização de plantas aquáticas como suplemento alimentar em atividades de aquicultura fossem intensificadas mundialmente (HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006). Historicamente, os estudos limnológicos passaram a considerar os vegetais superiores apenas após o início da década de 1960.

Continuar estes esforços científicos iniciados apenas há 60 anos concede, portanto, grande importância ecológica para os ecossistemas aquáticos assim como também indica sugestões sobre manejos e usos das comunidades vegetais de macrófitas aquáticas. A grande maioria das pesquisas sobre macrófitas aquáticas até a década de 1960 era de cunho taxonômico e os diferentes termos então utilizados para caracterizar estes vegetais, não eram os mais adequados do ponto de vista ecológico (ESTEVES, 1998). Neste capítulo, embora existam outras terminologias e definições dos vegetais aquáticos, será seguido o conceito de Irgang & Gastal (1996) utilizado, principalmente, no sul do Brasil (THOMAZ & BINI, 2003). Neste conceito, serão consideradas macrófitas aquáticas como vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossinteticamente ativas estão permanente ou periodicamente, total ou parcialmente submersas em água doce ou salobra, ou ainda flutuantes na mesma. Estes autores segmentam as macrófitas por seus tipos ecológicos, que neste capítulo estão adaptados como:

- **Plantas Livres:**

- **Flutuante livre:** Plantas que não estabelecem contato o substrato, mesmo que contenham raízes, e estão presentes na interface ar-água ;

- **Submersa livre:** Plantas que vivem abaixo do nível da água, que não apresentam contato com o substrato e geralmente não possuem estruturas de enraizamento;

- **Plantas Fixas (enraizadas no substrato):**

- **Submersa enraizada:** Plantas que vivem abaixo do nível de água, não tolerando dissecação, e que estabelecem relação com o substrato por estruturas de enraizamento

• **Enraizadas de folha-flutuante:** Vegetais cujas partes do caule permanecem submersas, enquanto as folhas estão presentes na interface ar-água, sendo também estabelecido um contanto com o substrato através das raízes.

• **Emergentes:** Plantas que mantém suas estruturas caulinares e foliares parte abaixo e parte acima da água, fixam-se no substrato por raízes e não tolerando terrenos secos.

• **Anfíbias:** Plantas com as mesmas características das emergentes que toleram terrenos secos.

Assim as macrófitas aquáticas abrigam diversos grupos taxonômicos podendo incluir desde macroalgas a grandes árvores de ambientes inundáveis como é o caso da macroalga *Chara spp.* e da Cortiçeira-do-banhado (*Erythrina crista-galli*) respectivamente. Considera-se ainda que outros tipos ecológicos possam ser encontrados como o epífita (plantas que crescem sobre outros vegetais) e que uma mesma espécie pode ocupar mais de um tipo ecológico dependendo de sua fase de vida ou dinâmica do ambiente. Segundo Thomaz & Bini (2003), no Brasil, os estudos sobre plantas aquáticas, geralmente consideraram poucas espécies, havendo também um grande desequilíbrio sobre os tipos ecológicos estudados. Metade dos trabalhos investigados considerou apenas nove espécies, dentre as quais 5 são emergentes e apenas uma é submersa.

### 3. PERENIDADE DE MACRÓFITAS COLETADAS NO CAMPUS URUGUAIANA DA UNIPAMPA – ESTUDOS INICIAIS

Considerando esta falta de estudos de macrófitas e de sua diminuta abrangência, este capítulo traz dados coletados sobre o estudo de seis macrófitas, de diferentes tipos ecológicos, avaliando assim sua importância ecológica e seus possíveis manejos em prol da aquicultura, nutrição e tratamento de efluentes. As espécies coletadas estão descritas abaixo e seguem as caracterizações de Irgang & Gastal (1996):

• ***Azolla spp.*:** Macrófita flutuante livre (Figura 1A), da família Azollaceae, de pequeno porte, mas encontrada geralmente em grandes comunidades sobre a lâmina d'água. Sua cor varia de verde a avermelhada de acordo com a concentração de fósforo na água, podendo também serem utilizadas como bioindicadores deste elemento. Este gênero se distribuía pela América, sendo hoje cosmopolita e conhecida popularmente como “murerê-rendado”;

• ***Chara spp.*:** Da família Characeae, são ervas aquáticas submersas sem raízes e avascularizadas (Figura 1B), algas verdes filamentosas que habitam lagos e arroios de águas tranquilas, não tolerando a emersão e encontradas na planície costeira do Rio Grande do Sul e também presente na porção Oeste deste estado.

• ***Ludwigia spp.*:** Macrófita emergente (Figura 1C), perene, encontrada em colônias nas margens do Arroio Felizardo. Com folhas venosas e flores amarelas, da família Onograceae, são popularmente conhecidas como “Cruz-de-malta” e se distribuem por todo o estado do Rio Grande do Sul;

• ***Nymphoides indica***: Macrófita enraizada com folhas flutuantes (Figura 1D) de tamanho médio em formato triangular com as arestas arredondadas, folhas verdes ou manchadas de marrom com flores pilosas de cor branca com centro amarelo. Espécie única da família das Menyanthaceae possui floração e frutificação entre primavera e verão. Cosmopolita habita todos os corpos de águas tranquilas por todo o Estado do Rio Grande do Sul, sendo popularmente conhecida como “Estrela-branca” ou “Soldanela-d’água”;

• ***Polygonum spp.***: Macrófita emergente/anfíbia (Figura 1E) encontrada em todas as partes do Arroio Felizardo se estabelece geralmente em colônias sendo raramente vista individualmente, da família Polygonaceae possui floração e frutificação ao longo de todo o ano, estando distribuída por toda a América Tropical até a Argentina, logo é encontrada em todo o estado do Rio Grande do Sul, sendo conhecida popularmente como “Erva-de-bicho”. Esta é utilizada como chá medicinal e apresenta variação em sua coloração provavelmente pela intensidade luminosa.

• ***Potamogetum spp.***: Macrófita submersa enraizada (Figura 1F), da família Potamogetonaceae de cor verde escura amplamente distribuída pelo Arroio Felizardo. Possui floração e frutificação durante a primavera e o verão. Distribuída pela Argentina, Brasil e Uruguai, ainda que adventícia e cultivada em todo o mundo.

Figura 1. Vegetais coletados ao longo do Arroio Felizardo.



Fonte: Próprio autor.

Com estas descrições e avaliações de cada espécie de seu respectivo tipo ecológico, acredita-se ser possível enriquecer o conhecimento sobre a interação dos ecossistemas aquáticos considerando a variação climática anual, nesta essencial comunidade. Macrófitas aquáticas, segundo Henry-Silva & Camargo (2003), podem ser aproveitadas de inúmeras maneiras inclusive como fertilizantes da água, ou mesmo como fonte alternativa de proteína: como foi observado por Santiago et al. 1988, os quais constataram que uma dieta contendo valores de 42,45% de macrófita aquática flutuante *Azolla pinnata* proporcionou maiores taxas de crescimento para alevinos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) do que a dieta controle com farinha de peixe. Estudos como este afirmam a importância de conhecer a composição nutricional dos vegetais sugerindo manejos ecológicos, sustentáveis e economicamente viáveis.

Segundo Esteves (1998), baseado nos trabalhos de Barbieri, estudos sobre a variação sazonal da composição química de macrófitas aquáticas têm mostrado que, com relação a alguns elementos como fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas além da dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente.

Segundo Barbieri et al. (2004), estudos foram realizados com o intuito de se descobrir a importância das macrófitas aquáticas no metabolismo dos ecossistemas. Entretanto, ainda faltam pesquisas a serem realizadas na ordem de aproveitamento desses vegetais. Primavezi (2002) afirma que as plantas são o elo entre os minerais e os homens, podendo representar todos os níveis tróficos, pois somente as plantas são capazes de transformar minerais em proteínas, vitaminas, lipídeos e carboidratos utilizando luz para seus processos bioquímicos. Assim é importante compreender melhor os ecossistemas aquáticos, da ordem da interação físico-química dos nutrientes na formação nutricional das macrófitas e destas na ciclagem dos nutrientes em corpos hídricos de diferentes proporções, dinâmicas e em cada Bioma, como o Pampa, no caso.

Para melhor compreensão destas variáveis foram feitas quatro amostragens ao longo do período de um ano, uma em cada respectiva estação climática: Verão, Outono, Inverno e Primavera. As coletas foram realizadas no Arroio Felizardo (29° 50' 09.8" S, 57° 05' 31.6" O), localizado na Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA) Campus Uruguaiana, Br 472 km 592. Foi utilizado GPS para marcação dos segmentos amostrais:

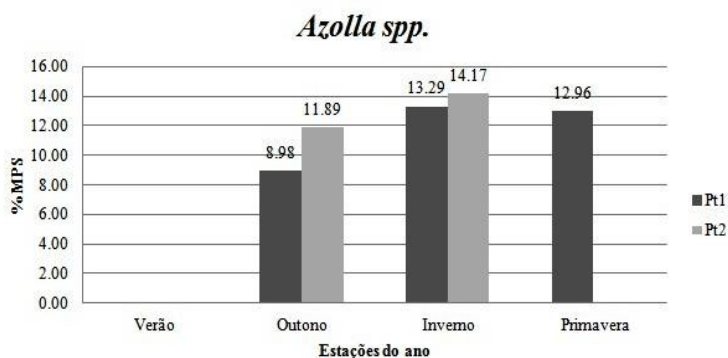
1º Percurso, denominado Ponto 1: A primeira parte compreende a montante da barragem deste Arroio existente para sanar as necessidades do setor aquícola do campus universitário (29° 50' 08.87" S, 57° 05' 41.23" O à 29° 50' 07.64" S, 57° 05' 53.53" O).

2º Percurso, denominado Ponto 2: A segunda parte (29° 50' 07.7" S, 57° 05' 57.1" O à 29° 50' 12.2" S, 57° 06' 09." O) está a jusante da mesma barragem.

Um barramento altera a ciclagem dos nutrientes sendo um dos maiores impactos para um corpo hídrico nas questões nutricionais (SOUZA et al., 2007). Segundo o autor o barramento estaciona a ciclagem dos nutrientes, pois nele os mesmos sedimentam ou são melhor aproveitados pelas comunidades vegetais. Assim se acredita que utilizar estes dois segmentos, antes e pós-barramento, demonstram melhor como ocorre a dinâmica limnológica de um mesmo corpo hídrico sobre a comunidade de macrófitas aquáticas.

Foram coletadas seis espécies, de diferentes tipos ecológicos, cuja presença havia sido previamente confirmada nestes locais e as amostras analisadas no Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia Rio Uruguai (NUPILABRU). O processamento realizado nos vegetais permitiu a quantificação numérica da variação do Material Parcialmente Seco (MPS) dos vegetais, ao longo do ano e entre os diferentes percursos da mesma estação climática. As variações de MPS nos diferentes pontos e estações foram medidas em cada espécie: *Azolla spp.* (Figura 2), *Chara spp.* (Figura 3), *Ludwigia spp.* (Figura 4), *Nymphoides* (Figura 5), *Polygonum spp.* (Figura 6) e *Potamogetum spp.* (Figura 7) entre as estações do ano e pontos de coleta. A ausência de informações nos gráficos indica que o vegetal não foi encontrado naquela época ou naquele segmento.

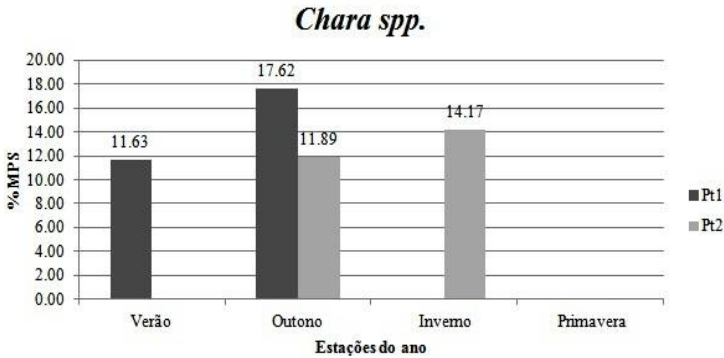
Figura 2. Variação de Material Parcialmente Seco (MPS) de *Azolla spp* nos pontos de coleta 1 e 2.



Fonte: Próprio autor.

Figura 3. Variação de Material Parcialmente Seco (MPS) de *Chara spp.* nos pontos

de coleta 1 e 2.



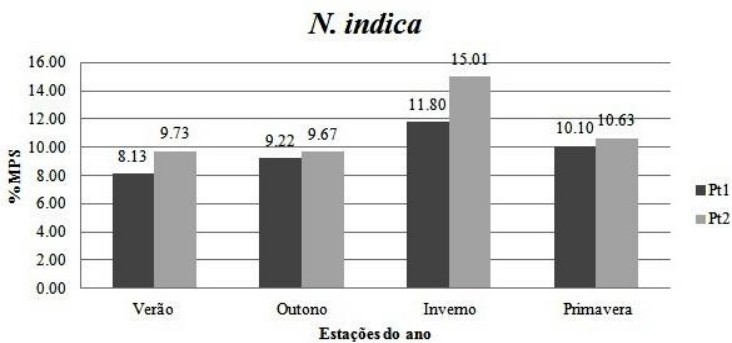
Fonte: Próprio autor.

Figura 4. Variação de Material Parcialmente Seco (MPS) de *Ludwigia spp.* nos pontos de coleta 1 e 2.



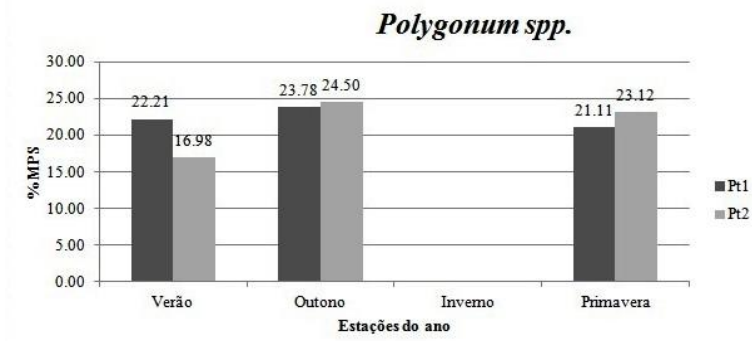
Fonte: Próprio autor.

Figura 5. Variação de Material Parcialmente Seco (MPS) de *N. indica* nos pontos de coleta 1 e 2.



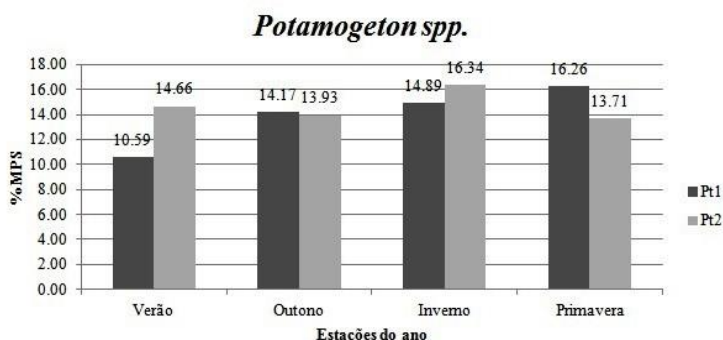
Fonte: Próprio autor.

Figura 6. Variação de Material Parcialmente Seco (MPS) de *Polygonum spp.* nos pontos de coleta 1 e 2



Fonte: Próprio autor.

Figura 7. Variação de Material Parcialmente Seco (MPS) de *Potamogeton spp.*



Fonte: Próprio autor.

Ao longo das coletas foram realizadas análises de água, apresentadas na Tabela 1, com os valores e possíveis oscilações das características físico-químicas da água do Arroio Felizardo, também para compreender se diferenças nesses parâmetros poderiam influenciar nos dados nutricionais. Entretanto os valores foram bem similares entre os pontos de coleta, sendo a condutividade sempre superior no ponto 1.



Tabela 1. Variação das análises físico-químicas da água nas coletas

Parâmetro	Ponto 1				Ponto 2			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Condutividade (µS)	0.16	0.22	0.47	0.29	0.12	0.14	0.47	0.06
Salinidade (mg/L)	0.07	0.1	0.21	0.13	0.05	0.06	0.23	0.02
pH	8	9.9	8.42	6.99	8.09	9.97	8.75	7.75
Temp. Ar (°C)	33.3	19.9	11.8	30.05	34.11	20	14.6	32.5
Temp. Água (°C)	31.48	16.4	12.9	27.18	29.41	19.2	12.8	29.3
Oxigênio (mg/L)	6.3	6.66	7.51	5.4	6.22	6.82	9.85	5.6
Fluxo	Corrente	Parado	Parado	Parado	Pouco corrente	Pouco corrente	Parado	Pouco corrente
Aparência	Turva	Pouco Turva	Límpida	Límpida	Límpida	Pouco Turva	Límpida	Turva

Fonte: Próprio autor.

Variáveis limnológicas alteram o tamanho dos vegetais e o número de indivíduos da assembleia de macrófitas. Estas alterações também são dependentes da espécie e de sua relação ecológica com a água e o substrato. Isto pode ser visualizado no trabalho de Henry-Silva & Camargo (2008), que encontraram valores de biomassa seca estimada entre 2000 e 3000 g para *Eichhornia crassipes*, enquanto que a *Pistia stratiotes* não excedeu os 500 g, sendo estes vegetais utilizados para tratar o mesmo efluente oriundo da carcinicultura. Tamanha diferença pode ser explicada pelo fato de que os vegetais possuem taxas de saturação; assim em um certo momento um nutriente, oriundo do ambiente, não poderia ser mais utilizado pelo mesmo precisando este vegetal ser manejado (ESTEVEZ, 1998; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2008). Esta saturação espécie-específica também causa consequências em seu crescimento e composição, o que pode ter influenciado as diferenças observadas no Material Parcialmente Seco (MPS)/Umidade das macrófitas.

Estudos de tratamento de efluentes com vegetais flutuantes demonstram que estes retiraram fosfatos da água na ordem de 71,6% por *E. crassipes*; 69,9% por *P. stratiotes*; 72,5% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 72,1% por *P. stratiotes* + *E. crassipes* (Henry-Silva & Camargo, 2008). Assunção (2011) encontrou percentuais de remoção do fósforo de 58,1% para *E. crassipes*, 63,6% utilizando *Ceratophyllum demersum* e 68,1% para *Typha domingensis*, no tratamento de efluentes do Pacu (*Piaractus mesopotamicus*). Alguns materiais são encontrados quanto à utilização de leitos de macrófitas para tratamento de efluentes urbanos e rurais. Estes leitos podem retirar até 70 % da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do sistema, logo dos substratos, pois são utilizados leitos superficiais de escoamento horizontal ou vertical onde se utiliza macrófitas emergentes e a coluna d'água é nula ou muito reduzida (MAVIOSO, 2010). Estes dados demonstram o quão importante é a comunidade de macrófitas para ciclagem dos nutrientes e passagem de energia, tornando inegável que sua utilização em tratamento de efluentes, desde que com os manejos adequados, é interessante.

#### 4. ANÁLISE BROMATOLÓGICA DA MACRÓFITA *Nymphoides indica*

Entre as macrófitas coletadas no arroio Felizardo, foi escolhida uma que tivesse sua presença registrada ao longo de todo o ano: a *Nymphoides indica*. Além da influência dos nutrientes do ambiente no crescimento das comunidades vegetais observada por Esteves (1998) e Henry-Silva & Camargo (2008), nesse estudo as variações nutricionais apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,01$ ) entre as estações climáticas (Tabelas 2 e 3), verificada por análise centesimal pelo método de Weende. A variância pelo teste ANOVA seguida de Tukey ( $p < 0,01$ ) comparando o mesmo ponto entre as estações aponta para uma diferença estatística entre as estações do ano para Umidade e Proteína Bruta (PB) no ponto 1, não sendo observadas diferenças para Cinzas (CZ), Fibra (FB) ou Extrato Etéreo (EE). No ponto 2 não houve diferenças significativas entre as estações somente para FB, houve diferença estatística entre todas as épocas para Umidade e Cinzas (CZ); os valores de EE foram diferentes entre Inverno e Verão; e na PB houve diferença do Verão para Inverno e o Outono, sendo que a Primavera apresentou valores similares a todas as demais estações.

Tabela 2. Diferença dos nutrientes de *N. indica* entre as épocas no PT1

Época	Ponto	Umidade	CZ	FB	EE	PB
Inverno	1	89,75 ±0,03 d	7,92±0,08	9,96±0,07	1,26±0,12	12,72±0,18 a
Outono	1	91,90±0,28 b	9,12±0,43	11,52±0,18	1,66±0,12	11,55±0,16 b
Primavera	1	91,17±0,01 c	8,49±0,06	9,42±0,60	1,77±0,11	10,89±0,17 b
Verão	1	92,96±0,02 a	9,21±0,06	10,79±0,35	2,12±0,12	13,18±0,16 a

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 1% de significância

Fonte: Próprio autor.

Tabela 3. Diferença dos nutrientes de *N. indica* entre as épocas no PT2

Época	Ponto	Umidade	CZ	FB	EE	PB
Inverno	2	86,87±0,01 d	6,99±0,03 d	8,64±0,15	1,02±0,24 b	11,46±0,09 b
Outono	2	91,66±0,07 a	9,52±0,27 a	10,98±0,23	1,50±0,05 ab	11,28±0,10 b
Primavera	2	90,64±0,01 c	8,95±0,07 b	7,32±0,97	1,43±0,15 ab	11,62±0,30 ab
Verão	2	91,49±0,01 b	7,83±0,04 c	14,74±2,79	2,28±0,18 a	12,66±0,17 a

Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 1% de significância

Fonte: Próprio autor.

Segundo Esteves (1998) em regiões temperadas, como as do Arroio Felizardo, os valores do estoque nutricional, ou seja, os valores centesimais observados apresentam enormes variações durante o período de crescimento. Este fato decorre da grande variação de biomassa observada nas macrófitas aquáticas destas regiões. Assim a concentração de MPS e sua composição nutricional são fatores primordiais na determinação do nível de estocagem de nutrientes. Segundo o mesmo autor para as macrófitas aquáticas tropicais, os valores, em geral, não apresentam variações significativas durante o ano.

Os valores obtidos demonstram que o vegetal estudado possui variáveis nutricionais médias no ano de 8,51% para CZ, 10,08% para FB, 1,64% para EE e 11,72% para PB e 90,63 % de umidade, indicando que embora a planta não possua altos valores de proteína e lipídeos ainda assim, poderia ser testada como suplemento nutricional, pela sua abundancia e perenidade. Graeff et al. (2007) comparando diferentes estudos com macrófitas aquáticas demonstram uma variação entre 12,2 e 16,7 % para PB e 3,1 e 11,2 para EE na mesma espécie desse estudo. Essa diferença na quantidade de PB pode estar relacionada com os diferentes fatores de correção utilizado na análise de proteínas, que geralmente é de 6,25, e que nas amostras do arroio Felizardo foi utilizado 5,75 como recomenda a Resolução RDC nº 360, de 23 de dezembro de 2003. Ainda que o valor de proteína do vegetal tenha sido baixo, este é superior ao de alguns ingredientes utilizados em rações para peixes, e outros organismos, como milho (7,4% de PB) e o sorgo (10% de PB). Em contrapartida, os vegetais aquáticos expõem altos teores de umidade em torno de 90%, como encontrado no presente estudo, o que demonstra uma necessidade grande de biomassa umida, se comparado aos grãos que apresentam umidade me torno de 10 – 15%. Ainda assim, vegetais aquáticos são muito prolíferos, podendo alcançar taxas de crescimento de 51,8 g PS/m<sup>2</sup>/dia<sup>-1</sup> com biomassa de 2200 g PS/m<sup>2</sup> e 28,3 g PS/m<sup>2</sup>/dia<sup>-1</sup> com biomassa de 974 g PS/m<sup>2</sup> para *E. crassipes* e *P. stratioites*, respectivamente ( THOMAS & BINI , 2004).

Outro potencial recentemente explorado é a utilização de macrófitas na nutrição de peixes. Segundo Souza et al. (2008) dietas suplementadas de *A. filiculoides* para alevinos de carpa capim apresentaram melhor taxa de crescimento específico (TCE) de 1,39 ±0,03 quando a relação R (Ração/*A. filiculoides*) = 5. Henry-Silva et al. (2006) encontraram baixos valores de digestibilidade aparente da proteína para *E. crassipes* (7,37 %) e *P. stratioites* (7,84%) utilizadas na alimentação de alevinos de Tilápia do Nilo, quando comparado a ração controle (30,37%), mas o próprio autor discute os dados referenciando resultados de digestibilidade melhores em outras espécies. Graeff et al. (2007) encontrou um resultado melhor no crescimento de carpa comum na fase de recria, substituindo 6 % de farinha de soja por farinha de *Lemna minor*. Embora os resultados sejam promissores, a utilização de vegetais aquáticos para nutrição animal ainda é incipiente. Estudos específicos para a espécie ou com vegetais de mesmo tipo ecológico (flutuante fixo) são necessários para que se obtenha a real possibilidade de utilizá-lo no tratamento de efluentes e na nutrição animal.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As macrófitas aquáticas gradualmente estão tendo sua importância reconhecida, não só ecologicamente, mas quanto sua aplicabilidade em áreas como tratamento de efluentes e nutrição animal. Neste capítulo, foram apresentados dados de macrófitas coletadas no arroio Felizardo, que passa pelo campus da Universidade Federal do Pampa, campus Uruguaiana. Além da avaliação da ocorrência das espécies ao longo do ano, a análise da MPS apresentou uma variação numérica entre os pontos, estações do ano e plantas. Análises bromatológicas de Matéria Seca Total (MST), Fibra (FB), Cinzas (CZ) e Proteína Bruta (PB), realizadas sobre a macrófita perene *N. indica* apontaram variações significativas ( $P < 0,01$ ), entre os pontos e épocas estudadas. Espera-se que mais estudos nessa área possam ser realizados a fim de que o potencial das macrófitas aquáticas seja descoberto e devidamente explorado quer seja na aquacultura, no tratamento de efluentes ou ainda qualquer outra área ainda não conhecida.

## 6. REFERÊNCIAS

- ASSUNÇÃO, Argos W. de A. **Tratamento de efluentes de piscicultura utilizando sistema *wetland* povoado com espécies de macrófitas aquáticas de três tipos ecológicos diferentes**. Dissertação de Mestrado. CAUNESP. Jaboticabal - São Paulo, 2011.
- BARBIERI, Ricardo; CARIDADE, Elenice de O.; ALMEIDA, Izabel Cristina S.; BEZERRA, Denílson da S.; DINIZ, Sílvia, C. C. S. **Conteúdo de Proteína, Cinzas e Sais Minerais de Plantas Herbáceas Utilizadas como forrageiras em Tanques de Piscicultura (Vitória do Mearim, MA)**, Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, 2004.;
- ESTEVES, Francisco. de A. **Fundamentos de Limnologia**, Rio de Janeiro, 2º Ed. Interciência, 1998;
- GRAEFF, Álvaro; VIANNA, Adriano Gonçalves; TONETTA, Denise; PRUNER, Evaldo Nazareno. **Avaliação do potencial nutritivo da Macrófita aquática *Lemna minor*, por meio da análise da composição química e por sua utilização em ração para carpa comum (*Cyprinus carpio* L.) na fase de recria**. Evidência, Joaçaba, v. 7, n. 1, p. 37-50, 2007
- HENRY-SILVA, Gustavo. G.; CAMARGO, Antonio. F. M. **Composição Química de Macrófitas Aquáticas Flutuantes Utilizadas no Tratamento de Efluentes de Aquicultura**, Planta Daninha, Viçosa-MG, 2006;
- HENRY-SILVA, Gustavo G.; CAMARGO, Antonio F. M., PEZZATO, Luiz Edivaldo. **Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nylo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes**. R. Bras. Zootec., v.35, n.3, p.641-647, 2006

- HENRY-SILVA, Gustavo Gonzaga; CAMARGO, Antonio Fernando Monteiro. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes.** R. Bras. Zootec., v.37, n.2, p.181-188, 2008
- HOUAISS, Antônio; VILLAR, Mauro de Salles. **Dicionário Houaiss de Língua Portuguesa**, Rio de Janeiro, Objetiva, 2001;
- IRGANG, Bruno E.; GASTAL, C. V. de S. Jr., **Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS**, Proto Alegre, Ed. Dos Autores, 1996.
- MAVIOSO, Joana Ferreira. **Tratamento de águas residuais através de Leitões de Macrófitas: A influência da vegetação.** Dissertação de Mestrado. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa, 2010.
- SANTIAGO, C.B.; ALDABA, M.B.; REYES, O.S. **Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing Azolla meal.** In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE, Philippines, 1988.
- SILVA, Dirceu J.; QUEIROZ, Augusto César de. **Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos.** 3º Ed. UFV, Viçosa, 2002;
- SOUZA, Weber F. L.; MEDEIROS, Paulo R. P.; KNOPPERS, Bastiaan A.. **O Comportamento da Sílica Dissolvida em Rios e Estuários da Costa Leste do Brasil.** XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR, Florianópolis, 2007;
- SOUZA, Silvia M. G. de; OLIVEIRA, Diego de; SANTOS, Caetano V. dos; GOMES, Maria E. C. 3; ESTEVES, Karina D. **Desempenho e conversão alimentar de juvenis de carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*) alimentadas com *Azolla filiculoides* e ração com baixo teor lipídico.** Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 29, n. 2, p. 459-464, 2008
- THOMAZ, Sidinei M; BINI, Luiz M. **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas.** Maringá, Eduem, 2003;
- Resolução RDC nº 360, de 23 de dezembro de 2003. Disponível em: [http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/1c2998004bc50d62a671ffbc0f9d5b29/RDC\\_N\\_360\\_DE\\_23\\_DE\\_DEZEMBRO\\_DE\\_2003.pdf?MOD=AJPERES](http://portal.anvisa.gov.br/wps/wcm/connect/1c2998004bc50d62a671ffbc0f9d5b29/RDC_N_360_DE_23_DE_DEZEMBRO_DE_2003.pdf?MOD=AJPERES) (acesso 08/05/13).

**UNIDADE III**  
**TOXICOLOGIA AMBIENTAL**

---

## CAPÍTULO 4

---

# CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR AGROTÓXICOS

---

Mariana Balhego Rocha  
Lea Augusta de Bairros Zambrano  
Taís Fernanda Andrzejewski Kaminski  
Marcus Vinícius Morini Querol  
Michel Mansur Machado  
Luís Flávio Souza de Oliveira

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Desde o início da civilização o homem tem desenvolvido métodos para o crescimento e qualidade das atividades agrícolas, com o anseio de atender a crescente demanda de produtos alimentícios que advém do aumento populacional. Com decorrer do tempo, a população foi em busca de novas tecnologias que combatessem as pragas que atacavam plantações, desenvolvendo desde rituais religiosos e mágicos até a produção de pesticidas (BRAIBANTE & ZAPPE, 2012).

Os pesticidas constituem uma classe de produtos químicos utilizados na produção de alimentos que têm como finalidade a melhoria da produção agrícola, controle e eliminação de pragas causadoras de doenças infecciosas que, devido às suas propriedades toxicológicas, afetam os organismos vivos (MOSTAFALOU & ABDOLLAHI, 2013).

Os agrotóxicos podem ser originados a partir de compostos inorgânicos, os quais foram utilizados inicialmente nos Estados Unidos no século XIX, onde muitos destes foram considerados altamente tóxicos, como o ácido cianídrico. Mais recentemente, se destaca o uso de compostos orgânicos como os clorados, fosforados, carbamatos e os piretróides, onde estes últimos são de origem vegetal (BRAIBANTE & ZAPPE, 2012).

No entanto, segundo Mostafalou & Abdollahi (2013), a ampla utilização destes agrotóxicos e a produção de resíduos, tornam essas substâncias mundialmente consideradas como um dos principais fatores de contaminação ambiental, pois os resíduos permanecem inevitavelmente no solo, águas e alimentos contaminados, causando um desequilíbrio constante para o ecossistema.

No Brasil, o consumo de agrotóxicos ganhou intensidade durante os últimos anos devido a sua grande importância para o desenvolvimento das diversas atividades agrícolas do país, caracterizando-o como maior consumidor mundial de agrotóxicos desde o ano de 2009 (DELLAMATRICE & MONTEIRO, 2014). O Rio Grande do Sul, no ano de 2011, utilizou, em média, cerca de 8 litros de agrotóxicos por habitante, enquanto que a média nacional chegou a 4,5 litros (CASSAL et al., 2014).

Em território nacional dispomos da Lei nº 7802/89, que dispõe sobre todas as atividades relacionadas ao uso correto dos agrotóxicos, desde a produção até o destino final dos resíduos e embalagens, além do registro e classificação dos mesmos. Em decorrência do amplo uso de agrotóxicos no país, devemos tomar conhecimento da sua toxicidade, pois estes resíduos tóxicos e seus metabólitos quando atingem o meio ambiente acabam por

afetar, de forma direta ou indireta, a saúde de humanos, animais e dos ecossistemas em geral (BRASIL, 1989).

O uso de agrotóxico deve seguir as recomendações descritas na bula dos produtos, desde a aplicação até o destino final das embalagens, sendo de extrema importância o conhecimento dos produtos manipulados e o uso de equipamentos de proteção individual para diminuir riscos de exposição ocupacional e danos ambientais (OLIVEIRA & FAVARETO, 2013).

Estudos demonstram que as exposições ambientais aos agrotóxicos são consideradas fatores de risco para uma série de doenças crônicas, por mecanismos diferenciados, que mais afetam a população mundial como, por exemplo, alguns tipos de câncer, que podem ser induzidos através da exposição a alguns pesticidas, onde muitos podem apresentar efeito teratogênico. O Parkinson, o Alzheimer e a esclerose múltipla são doenças neurológicas que atualmente demonstraram estar presentes em graus mais intensificados em populações com exposição ambiental e/ou ocupacional a agrotóxicos (MOSTAFALOU & ABDOLLAHI, 2013).

Além disso, a exposição a certos agrotóxicos pode aumentar o risco de doenças pulmonares, aumentar o risco de desenvolver diabetes e também pode apresentar riscos em relação a obesidade, através de circuitos neurais que regulam o comportamento alimentar (MOSTAFALOU & ABDOLLAHI, 2013).

No meio ambiente, os agrotóxicos apresentam comportamento bastante complexo, podendo ser transportados através dos ventos e das chuvas, e assim atingir solo e águas. O destino final destes produtos é definido pela forma de manejo dos pesticidas e pelas suas propriedades físico-químicas, pois compostos hidrossolúveis têm maior afinidade em permanecer em águas. As características ambientais e as diferentes épocas do ano também devem ser levadas em consideração nessa análise, já que podem favorecer a permanência dos resíduos de agrotóxicos por um período maior no leito dos rios (DELLAMATRICE & MONTEIRO, 2014).

Para um melhor entendimento das características e do comportamento dos agrotóxicos no meio ambiente, é de suma importância a realização de experimentos, tanto em laboratórios quanto no campo, os quais possam vir a auxiliar na aplicação destes agrotóxicos, reduzindo perdas para o ambiente, conferindo assim, maior eficácia a esses produtos. O monitoramento garante redução dos danos ambientais e consequentemente, melhor desenvolvimento social e econômico (PEREIRA et al., 2016).

## 2. CLASSIFICAÇÃO DOS AGROTÓXICOS

Os agrotóxicos podem ser classificados quanto à sua toxicidade, a qual é definida de acordo com a avaliação do grau de periculosidade ambiental baseado nos estudos toxicológicos, físico-químicos e ecotoxicológicos, além da modalidade em que são empregados, definidos pela DL50 (administração de uma dose capaz de matar 50% da população em teste). Estes por sua vez, são divididos em quatro classes, que podem ser visualizadas no Quadro 1. Esta classificação toxicológica deve estar expressa no rótulo e na bula dos agrotóxicos (BRASIL, 1989).



Quadro 1: Classificação dos agrotóxicos de acordo com a DL50. Adaptado de: PINTO G. M. F. (2015); OLIVEIRA & FAVARETO (2013).

<b>Classe</b>	<b>Classificação (DL 50)</b>	<b>Grau de Toxicidade</b>	<b>Cor da Faixa</b>
<b>I</b>	Menor que 50 mg/kg	Extremamente tóxicos	Vermelha
<b>II</b>	50 mg/kg a 500 mg/kg	Altamente tóxicos	Amarela
<b>III</b>	500 mg/kg a 5000 mg/kg	Mediamente tóxicos	Azul
<b>IV</b>	Maior que 5.000 mg/kg	Pouco tóxicos	Verde

Quanto à ação toxicológica direcionada ao organismo alvo, os agrotóxicos podem ser classificados em diferentes grupos, como pode ser observado no quadro 2.

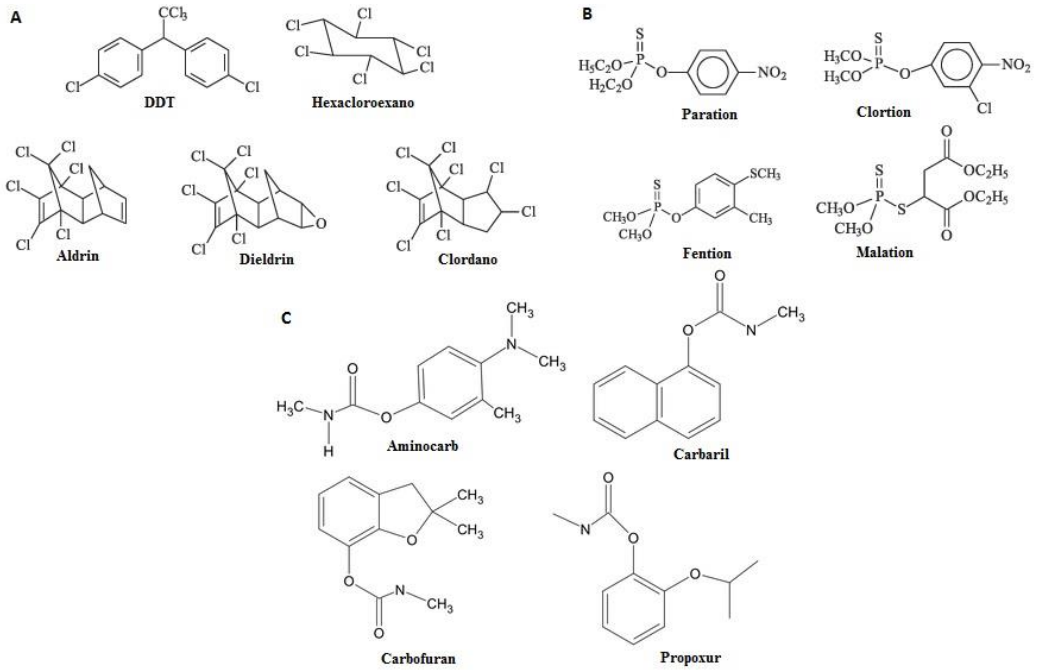
Quadro 2: Classificação dos agrotóxicos quanto à sua ação toxicológica. Adaptado de: BRAIBANTE & ZAPPE (2012); NACIMENTO & MELNYK (2016); PINTO G. M. F., (2015).

<b>Agrotóxico</b>	<b>Organismo Alvo</b>
<b>Inseticida</b>	Insetos
<b>Herbicida</b>	Ervas daninha
<b>Fungicidas</b>	Fungos
<b>Fumigante</b>	Bactérias do Solo
<b>Algicida</b>	Algas
<b>Avicida</b>	Aves
<b>Nematicida</b>	Nematoides
<b>Moluscidas</b>	Moluscos
<b>Desfoliantes</b>	Folhas indesejadas
<b>Acaricidas</b>	Ácaros
<b>Rondicidas</b>	Roedores

No que se refere à composição química, os agrotóxicos podem ser classificados em organoclorados, que possuem átomos de Carbono (C), Hidrogênio (H) e Cloro (Cl) em sua estrutura molecular (Figura 1A); em organofosforados, com átomos de Fósforo (P) (Figura 1B); e em carbamatos, que são agrotóxicos derivados do ácido carbâmico, H<sub>2</sub>NCOOH (Figura 1C) (NACIMENTO & MELNYK, 2016).

Figura 1: (A, B e C).

Classificação dos agrotóxicos quanto à sua composição química. (A) Organoclorados (B) Organofosforados (C) Carbamatos. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas/> Acesso em: 01/08/2016.



## 2.1 Organoclorados

Os agrotóxicos organoclorados correspondem a uma classe de compostos orgânicos estruturalmente heterogêneos, com vários átomos de cloro (Cl) em sua molécula, que lhes conferem a característica de alta lipofilicidade. Quando liberados no ambiente, oferecem risco de dano ambiental e à saúde da população em geral (MREMA et al., 2012).

Os organoclorados são mundialmente utilizados como inseticidas na agricultura, para o controle de pragas e de vetores em seres humano (YANG et al., 2015). O diclorodifeniltricloroetano (DDT), descoberto no ano de 1939 por Paul Muller, que recebeu o prêmio Nobel por demonstrar a utilidade desta substância como inseticida (SILVA, et al., 2013), foi utilizado primeiramente na saúde pública. O endossulfan, outro organoclorado utilizado por um bom tempo no país, foi empregado como praguicida em vegetais, frutas e grãos, também no controle de ectoparasitas em bovinos de corte. Outro organoclorado extensamente utilizado foi o  $\gamma$ - hexaclorociclohexano (HCH), usado no tratamento de sementes de cevada, milho, aveia, centeio, sorgo e trigo. Outro organoclorado, o

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

hexaclorobenzeno, foi extensamente usado, com efetividade reconhecida, como acaricida (MREMA et al., 2012).

Estes compostos semi-voláteis apresentam baixa solubilidade em água e longa persistência de bioacumulação em partículas de sedimentos do ecossistema aquático, motivo pelo qual várias regiões do mundo têm realizado pesquisas para avaliar a segurança e persistência destes compostos no ecossistema (MENDES et al., 2016).

Os peixes são considerados bons indicadores de contaminação ambiental e, durante seu estágio juvenil, alimentam-se de sedimentos. Quando há a constatação da presença de organoclorados, assim como de outros agrotóxicos em organismos aquáticos, é sugestivo de que neste local há poluição no ambiente aquático (MENDES et al., 2016).

No Rio Alafia, na Flórida, foi possível detectar dez tipos de organoclorados nas amostras dos sedimentos rurais e urbanos, entre eles: HCH, endosulfan I, endosulfan II, endosulfan sulfato, heptacloro, metoxicloro e DDT. Interessantemente, este último não deveria ser encontrado, pois, foi proibido nos Estados Unidos da América (EUA) em meados de 1970 devido a sua alta toxicidade (YANG, Y.; TOOR, G.S.; WILLIAMS, C. F., 2015).

O DDT foi utilizado na saúde pública para o controle da transmissão de piolhos e mosquitos vetores da malária durante a Segunda Guerra Mundial. Após esse período, passou a ser utilizado na agricultura (MREMA et al., 2012).

Na década de 1990, ocorreu no Brasil um elevado número de casos de malária na região da Amazônia, o que levou o país a importar cerca de 3.000 toneladas de DDT para o controle da epidemia (MENDES et al., 2016). No ano de 2009, o então presidente do Brasil, sancionou a lei Nº 11.936, que proíbe em todo território brasileiro a fabricação, a importação, a exportação, a manutenção em estoque, a comercialização e o uso de diclorodifeniltricloreto (DDT) (BRASIL, 2009). Porém, desde 1985 o seu uso na agricultura já havia sido proibido (BRASIL, 1985).

Atualmente, há 128 estoques deste pesticida no Brasil, sendo que alguns estão localizados no estado do Pará, uma área considerada de alto risco para a malária. A Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) foi responsável pelos resíduos de DDT dispersos no solo por antigos depósitos de inseticidas, causando dano ambiental que afeta ambos os organismos terrestres e aquáticos até hoje (MENDES et al., 2016).

Mendes et al. (2016) analisaram os níveis de DDT e metabólitos em peixes na região do Rio Tapajós, afluente do Rio Amazonas, onde os habitantes desta região são economicamente dependentes do pescado, porém os resultados demonstram que os níveis encontrados são inferiores aos limites máximos de resíduos estabelecidos pela Food and Drug Administration (FDA) e do Ministério Brasileiro de Agricultura, não oferecendo risco para a saúde do consumidor.

Em análise de águas superficiais e de chuvas dos municípios de Lucas do Rio Verde e Campo Verde do Estado do Mato Grosso, mesmo sendo proibido no Brasil, foi possível detectar resíduos de endosulfan, que superavam níveis permitidos no país (MOREIRA et al., 2012).

## **2.2 Organofosforados**

Os organofosforados são um grupo de compostos tóxicos, amplamente utilizados, com aplicação na agricultura e na saúde pública voltada para a produção e armazenamento de alimentos e para o controle de uma variedade de pragas (SALLES et al., 2015).

Estes compostos foram desenvolvidos para serem utilizados como armas químicas durante a Segunda Guerra Mundial e são derivados do ácido fosfórico (BRAIBANTE & ZAPPE, 2012). Apresentam em sua molécula um átomo de fósforo (P) e possuem características de alta lipossolubilidade, que favorece a absorção pelas vias cutânea, respiratória e digestiva (NACIMENTO & MELNYK, 2016).

Os pesticidas organofosforados podem ser detectados em matrizes biológicas, incluindo sangue e cabelo. Logo após entrarem no organismo, estão sujeitos a várias reações de biotransformação, podendo causar efeitos nocivos a curto ou longo prazo (ANDROUTSOPOULOS, V. P.; HERNANDEZ, A. F.; LIESIVUORI, J.; TSATSAKIS A. M., 2013).

De acordo com a classificação toxicológica da ANVISA, com base na DL50 após a administração de uma única dose, o metil paration e o metamidofós, estão entre os pesticidas organofosforados classificados como extremamente tóxicos. Já o malation, diazinon e o polytrin são exemplos de organofosforados medianamente tóxicos, e como pesticida considerado pouco tóxico, citamos o acefato (O,S-dimethyl acetylphosphoramidothiote), comercialmente conhecido como Orthene® (BARTH & BIAZON, 2010).

Dentre os organofosforados mais utilizados, podemos destacar o metil paration, o qual, de acordo com sua classificação toxicológica, é um pesticida de uso restrito, podendo ser utilizado somente por aplicadores autorizados (ANVISA, 2016).

O metil paration apresenta um importante mecanismo de toxicidade aguda por inibição da atividade da acetilcolinesterase, resultando no acúmulo de acetilcolina e, conseqüentemente, instala um quadro de hiperestimulação dos receptores colinérgicos nas sinapses nervosas (BARTH & BIAZON, 2010). Apesar de ser um fraco inibidor enzimático, ele pode ser ativado e biotransformado em metabólitos mais potentes, que aumentam e prolongam os seus efeitos tóxicos, como por exemplo, o seu derivado paraoxon (SALLES et al., 2015).

O biomonitoramento contínuo dos níveis de pesticidas e seus metabólitos em organismos vivos são essenciais para a avaliação do risco e a previsão de possíveis efeitos adversos, em populações expostas ocupacionalmente ou ambientalmente aos pesticidas (ANDROUTSOPOULOS, V. P.; HERNANDEZ, A. F.; LIESIVUORI, J.; TSATSAKIS A. M., 2013). Também não se deve diregrir da possibilidade desses compostos atingir diferentes organismos, dada sua não seletividade, bastando apenas que tal organismo disponha de um sistema colinérgico em sua fisiologia, reforçando a necessidade de seu biomonitoramento (SALLES et al., 2015).

Com o desenvolvimento da indústria peixeira no Brasil, o metil paration foi amplamente utilizado em viveiros de aquicultura para o controle de infestações de ectoparasitas em peixes. Sendo assim, foram realizados estudos no sentido de avaliar a segurança de uso desse pesticida em espécies de peixes de água doce, nativos de águas brasileiras, que demonstraram que este composto é capaz de bioacumular nos peixes após uma exposição de 5 ppm. Além disso, peixes com maior sensibilidade aos metabólitos do metil paration podem sofrer danos maiores, quando expostos a uma contaminação ambiental por estas substâncias (SALLES et al., 2015). Diante disso, se depara com um binômio paradoxal de necessidade de controle de pragas e contaminação de fonte alimentar, no caso, peixes.

O sul do Brasil dispõe de uma vasta área de pastagem e grande biodiversidade, que compreende o chamado Bioma Pampa. Porém, este bioma tem sido ameaçado pelo crescimento agroindustrial do Rio Grande do Sul, que libera em águas gaúchas muitos poluentes e resíduos agroquímicos, como descrito por Nunes et al. (2015). Estes

pesquisadores utilizaram peixes da espécie *Astyanax sp.* como matriz biomarcadora de qualidade ambiental e, em geral, apontaram níveis significativos de poluição nas águas do Rio Santa Maria e significativa inibição da acetilcolinesterase nos peixes, o que sugere a presença de organofosforado nos corpos d'água de onde foram coletados.

### 2.3 Carbamatos

Os carbamatos são compostos tóxicos isolados a partir da planta *Physostigma venenosum*, nativa do oeste da Ásia, que foram primeiramente extraídos na metade do século XIX, apresentando em sua estrutura um grupo carbamato (BRAIBANTE & ZAPPE, 2012).

Derivados do ácido carbâmico ( $H_2NCOOH$ ) atuam de forma semelhante aos organofosforados (NACIMENTO & MELNYK, 2016). Seu mecanismo de ação é semelhante, porém apresenta menor toxicidade (SILVA et al., 2013), em virtude de se ligarem de forma reversível à enzima acetilcolinesterase, mas ainda provocando acúmulo de acetilcolina na fenda sináptica (NUNES et al. 2015).

Os carbamatos são bastante eficazes como inseticidas e no meio ambiente são menos persistentes que os organoclorados. Costumam ser degradados pelo excesso de umidade e altas temperaturas, tendo o processo de bioacumulação centrado no tecido adiposo, porém, de modo geral, com menor volume de distribuição aparente que os organofosforados (SILVA et al., 2013).

O Carbofurano, carbaril e o aldicarb estão entre os princípios ativos da classe dos carbamatos mais utilizados (BRAIBANTE & ZAPPE, 2012). Devido à sua ampla utilização, é possível detectar resíduos em solos, águas superficiais e água da chuva (JABEEN et al., 2015).

Segundo Oliveira & Favareto (2013), no ano de 2009 o carbendazim, reservado costumeiramente para controle de fungos, estava entre os agrotóxicos mais comercializados no Brasil, destinado às culturas de soja e de citros.

Estudos demonstraram a presença de altas concentrações de carbofurano em meses com maiores índices pluviométricos na região de nascente Rio São Lourenço, no município de Campo Verde – MT. Este aumento pode ser explicado pela alta solubilidade em água e pela sua utilização na área do estudo (RIBEIRO et al., 2013).

Mendes et al. (2011) avaliaram a qualidade das águas do Rio Maromba (SC), que identificou a presença de metomil, agrotóxico da classe dos carbamato. Posteriormente a esse estudo, Stolberg et al. (2015), também buscaram quantificar metonil nas águas do Rio Maromba, onde encontraram níveis desse carbamato nas matrizes estudadas, contudo, ainda em limites permitidos pela legislação. Este achado, contudo, não deve ser razão para o destensionamento e o cuidado com os dejetos das lavouras de cultivares adjacentes aos corpos d'água.

Com o aumento da cultura de arroz irrigado no estado do Rio Grande do Sul e, conseqüentemente maior utilização de agrotóxicos. Martini et al. (2012) avaliaram a probabilidade de contaminação de águas superficiais e subterrâneas, onde foi possível encontrar o inseticida carbofurano em sedimentos de águas superficiais. Já em sedimentos subterrâneos, foi possível identificar dois inseticidas da classe dos carbamato - carbofurano e carbaril, além de outros agrotóxicos.

A avaliação da qualidade da água fornece informações importantes sobre os recursos hídricos do país, fazendo com que a preservação do patrimônio hídrico do país seja uma questão de soberania nacional, de cuidado com o meio ambiente e com a própria saúde da

população, o que torna imperativo o biomonitoramento de agrotóxicos, incluindo obviamente os carbamatos (STOLBERG et al., 2015).

## 2.4 Piretróides

Os pesticidas piretróides ( inseticidas sintéticos), são ésteres hidrofóbicos que, na grande maioria, apresentam em sua estrutura o ciclopropanocarboxilato (BOONCHIANGMA et al., 2012). São vastamente utilizados para o controle de pragas e, atualmente, têm sido mais empregados que os organofosforados (JABEEN et al., 2015).

Esta classe de compostos inclui substâncias do tipo I e tipo II (YANG et al., 2014), as quais são divididas de acordo com sua estrutura molecular. A permetrina (Figura 2) e tetrametrina apresentam um substituinte ciano e compreendem os piretróides do tipo I; já os piretróides do tipo II apresentam substituinte  $\alpha$ -ciano, a cipermetrina (Figura 3), a deltrametrina, fenvalerato e a fenpropatrina são alguns exemplos do segundo grupo (BOONCHIANGMA et al., 2012).

Figura 2: Estrutura química da Permetrina (-3-phenoxybenzyl (1RS,3RS;1RS,3SR)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclo propanecarboxylate). Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas> Acesso em: 18/08/2016.

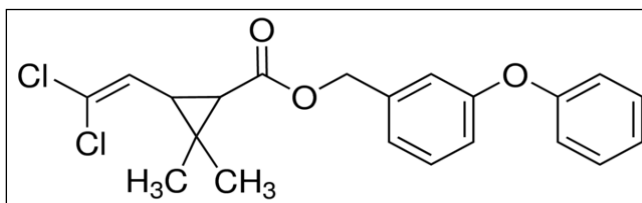
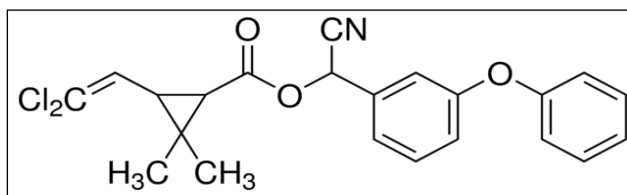


Figura 3: Estrutura química da Cipermetrina ((RS)- $\alpha$ -cyano-3-phenoxybenzyl (1RS,3RS; 1RS,3SR)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropane carboxylate). Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas> Acesso em: 18/08/2016



Por volta de 400 a.C as pessoas utilizavam o piretro ou pó da Pérsia, como era chamado, para combater piolhos. Este pó era derivado das flores secas de *Chrysanthemum cinerariaefolium* e *Chrysanthemum coccineum*. No século XIX, o uso do piretro como inseticida foi propagado graças às piretrinas, que são as substâncias ativas presente no composto (BRAIBANTE & ZAPPE, 2012).

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Sintetizados em substâncias mais simples, semelhante às substâncias químicas naturais (BOONCHIANGMA et al., 2012), os piretróides passaram a ser comercializados no Brasil no ano de 1976 (SILVA et al., 2013).

Os piretróides apresentam um mecanismo de ação através da interação com o canal de sódio, levando à exaustão do sistema nervoso e, conseqüentemente, à morte dos insetos (SILVA et al. 2015). De modo geral, apresentam baixa toxicidade para mamíferos em relação aos organoclorados, organofosforados e carbamato, que são mais persistentes no ambiente (YANG Y.; MA, H.; ZHOU, J.; LIU, J., 2014).

Curiosamente, nem todos os insetos apresentam sensibilidade aos piretroide, alguns, como a *Tuta absoluta*, inseto nativo da América do Sul conhecido como traça do tomateiro, não são afetados com aplicações de piretros (SILVA et al., 2015). Os pesticidas piretróides apresentam toxicidade mais elevada em peixes do que em mamíferos, pois os mamíferos possuem um metabolismo mais rápido, portanto, a eliminação também tende ser mais rápida, se não houver outros interferentes sobre os processos toxicocinéticos (JABEEN et al., 2015).

Em consequência dos efeitos ecológicos adversos em ambientes aquáticos, a avaliação de resíduos de piretróides ganha notória importância, uma vez que são comumente detectados em várias regiões do mundo. Na Califórnia, a bifentrina foi o pesticida mais encontrado em águas superficiais (ENSMINGER et al., 2013). Uso cosmopolita de piretros traz uma preocupação adicional, pois não se sabe, na verdade, principalmente à longo prazo, os efeitos dessas substâncias sobre o organismo de humanos e de animais.

Em estudos feitos com em espécies de peixe-zebra frente a exposição à piretróides, foi demonstrado que a permetrina e a cipermetrina, quando combinados e de forma concentração dependente, apresentam uma elevação de danos, observados pelos seus efeitos deletérios sobre o desenvolvimento embrionário e malformações morfológicas. Além disso, se observou um aumento da atividade das enzimas superóxido dismutase (SOD) e catalase (CAT) nos embriões dos peixes, na tentativa de controlar o excesso espécies reativas de oxigênio (ROS) geradas após exposição aos piretróides testados e suas combinações (YANG Y.; MA, H.; ZHOU, J.; LIU, J., 2014).

É bem estabelecido que a exposição a compostos químicos induza o stress oxidativo, que é dependente e modulado pela concentração e natureza dos mesmos, com frequência geram desequilíbrio entre a produção e controle/neutralização de ROS em diferentes organismos, o que corrobora para a indução de efeitos tóxicos, que estão associados ao aumento da geração de ROS, como os peróxidos, e radicais livres (MOSTAFALOU & ABDOLLAHI, 2013).

Neste contexto, Jabeen et al. (2015) avaliaram águas do Rio Indo, no Paquistão, região que possui uma grande área cercada por produções agrícolas, que favorece a contaminação das águas. As análises demonstraram que foram detectados níveis acima dos permitidos para resíduos de piretróides nos peixes. Entretanto, ainda não está claro se o consumo diário desses peixes promove risco real para o consumidor.

Interessantemente, Moreira et al. (2012) não encontrou resíduos de cipermetrina e permetrina em amostras de rios, de poços artesianos, e de chuva coletadas em Campo Verde (MT) entre o período de outubro de 2007 e abril de 2009, apesar destes piretróides serem utilizados na região. Porém, resíduos de outros tipos de agrotóxicos foram detectados. Talvez essa discrepância se dê quanto à proporcionalidade de uso ou outros fatores que interferiram na obtenção dos resultados.

Ainda no Estado do Mato Grosso, Possavatz et al. (2014) avaliaram sedimentos do fundo do Rio Cuiabá e do Rio São Lourenço, onde foi possível detectar, nos dois rios,

permetrina nos sedimentos. Há a constatação que esse piretróide é extensamente utilizado na região, o que parece ter favorecido sua detecção nas análises realizadas.

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A poluição ambiental é um dos grandes problemas do mundo moderno, onde vários efeitos deletérios podem ocorrer em consequência do uso indiscriminado de agrotóxicos. Alternativas que minimizem os impactos ambientais se fazem de suma importância, devendo ser propostas no intuito de manter a expansão e a qualidade da produção agrícola, da pecuária, da saúde domiciliar e de campanhas sanitárias.

Anualmente milhões de agricultores morrem no mundo em consequência da intoxicação causada por agrotóxicos e apontam que a falta de informação é o motivo do uso incorreto que expõe estes trabalhadores a este tipo de substâncias tóxicas (BARTH & BIAZON, 2010). Cassal et al. (2014) afirmam que o produtor é diretamente afetado, pois é economicamente dependente das atividades rurais e deve estar ciente dos possíveis riscos e tomar providências que zelem pela sua saúde e conservem o meio ambiente.

A conscientização de agricultores através da informação é uma medida necessária para conhecer os riscos de contaminação, tomando medidas preventivas, além da monitoração dos recursos hídricos. Pelo menos teoricamente, essas alternativas diminuiriam a incidência de contaminação ambiental e melhorariam a saúde pública como um todo.

### 4. REFERÊNCIAS

- ANDROUTSOPOULOS, V. P.; HERNANDEZ, A. F.; LIESIVUORI, J.; TSATSAKIS A. M. A mechanistic overview of health associated effects of low levels of organochlorine and organophosphorous pesticides. *Toxicology*. v.307, p.89– 94, 2013.
- ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Disponível em <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadass> Acesso em: 01 de Agosto de 2016.
- BARTH, V. G.; BIAZON, A. C. B. Complicações decorrentes da intoxicação por organofosforados. *SaBios: Rev. Saúde e Biologia*. v.5, n.2, p.27-33, 2010.
- BRAIBANTE, M. E. F; ZAPPE, J. A. A. Química dos Agrotóxicos. *Química e Sociedade: Química Nova na Escola*, Santa Maria, v. 34, n.1, p.10-15, 2012.
- BRASIL. Lei n.7.802, de 11 de Julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L7802.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7802.htm) Acesso em 30 de Julho de 2016.
- BRASIL. Lei nº 11.936, de 14 de Maio de 2009. Proíbe a fabricação, a importação, a exportação, a manutenção em estoque, a comercialização e o uso de diclorodifeniltricloreto (DDT) e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2009/Lei/L11936.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L11936.htm) Acesso em 30 de Julho de 2016.



- BRASIL. Ministério Da Agricultura. Portaria nº 329 de 02 de Setembro de 1985. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/sileg/integras/616627.pdf> Acesso em 30 de Julho de 2016.
- CASSAL, V. B. et al. Agrotóxicos: uma revisão de suas consequências para a saúde pública. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET*. Santa Maria. v. 18 n. 1 p.437-445, 2014
- DELLAMATRICE, P.M; MONTEIRO, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande. v.18, n.12, p.1296–1301, 2014.
- ENSMINGER, M. P. et al. Pesticide occurrence and aquatic benchmark exceedances in urban surface waters and sediments in three urban areas of California, USA, 2008–2011. *Environmental Monitoring and Assessment*. V.185, p. 3697–3710, 2013.
- JABEEN, F.; CHAUDHRY, A. S.; MANZOOR, S.; SHAHEEN, T. Examining pyrethroids, carbamates and neonicotinoids in fish, water and sediments from the Indus River for potential health risks. *EnvironMonitAssess*. 187: 29, 2015.
- MARTINI, L. F. D. et al. Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura do arroz irrigado. *Ciência Rural*. Santa Maria, v.42, n.10, p.1715-1721, 2012
- MENDES, B. C. et al. Estudo da qualidade das águas do Rio Marombas (SC/Brasil), utilizando parâmetros físico-químicos e bioensaios. *Revista de Ciências Ambientais*. Canoas, v.5, n.2, p. 43- 58, 2011.
- MENDES, R. A. et al. DDT concentration in fish from the Tapajos River in the Amazon region, Brazil. *Chemosphere*. v.153, p.340-345, 2016.
- MOREIRA, J. C. et al. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. *Ciência & Saúde Coletiva*. v.17, p.1557-1568, 2012.
- MOSTAFALOU, S.; ABDOLLAHI, M. Pesticides and human chronic diseases: Evidences, mechanisms, and perspectives. *Toxicology and Applied Pharmacology*. v. 268, p.157–177, 2013.
- MREMA, E. J. et al. Persistent organochlorinated pesticides and mechanisms of their toxicity. *Toxicology*. v. 307, p. 74– 88, 2012.
- NACIMENTO, L.; MELNYK, A. A química dos pesticidas no meio ambiente e na saúde. *Revista Mangaio Acadêmico*. v.1, n.1, 2016.
- NUNES, M. et al. Assessment of Water Pollution Signs in the Brazilian Pampa Biome Using Stress Biomarkers in Fish (*Astyanax* sp.). *Journal of Ecosystems*. v.2015, p1-7, 2015.
- OLIVEIRA, T. G; FAVARETO, A. P. A. Agrotóxicos: levantamento dos mais utilizados no oeste paulista e seus efeitos como desreguladores endócrinos. *IX Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 9, n. 11, p. 375-390, 2013.
- PEREIRA, V. J. et al. Physical - chemical properties of pesticides: concepts, applications, and interactions with the environment. *Bioscience Journal*. Uberlândia, v. 32, n. 3, p. 627-641, 2016.
- PINTO, G. M. F. Os Pesticidas, Seus Riscos e Movimento no Meio Ambiente. *Revista Eletrônica FACP*. Ano III – nº 08, 2015.
- POSSAVATZ, J. et al. Resíduos de pesticidas em sedimento de fundo de rio na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. *Revista Ambiente e Água*. Taubaté. v.9, n.1, 2014.
- RIBEIRO, A. C. A. et al. Resíduos de pesticidas em águas superficiais de área de nascente do rio São Lourenço MT: validação de método por extração em fase sólida e cromatografia líquida. *Química Nova*. v.36, n.2, p.284-290, 2013.

- SALLES, J. B. et al. Bioconcentration and Acute Intoxication of Brazilian Freshwater Fishes by the Methyl Parathion Organophosphate Pesticide. *BioMed Research International*. v. 2015, p. 1-9, 2015.
- SILVA, M. R.; CAMPOS, A. C. E.; BOHM, F. Z. Classificação dos agrotóxicos quanto à sua composição química. *SaBios: Rev. Saúde e Biologia*, v.8, n.2, p.46-58, 2013.
- SILVA, W. M. et al. Status of pyrethroid resistance and mechanisms in Brazilian populations of *Tuta absoluta*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. v.122, p.8-15, 2015
- STOLBERG, J. et al. Study of the occurrence of agrochemicals in the waters of the Marombas River- Santa Catarina – Brazil. *Ecotoxicol. Environ. Contam.*, v. 10, n. 1, p.37-40, 2015.
- YANG, Y.; MA, H.; ZHOU, J.; LIU, J. Joint toxicity of permethrin and cypermethrin at sublethal concentrations to the embryo-larval zebrafish. *Chemosphere*. v.96, p.146–154, 2014.
- YANG, Y.; TOOR, G.S.; WILLIAMS, C. F. Pharmaceuticals and organochlorine pesticides in sediments of na urban river in Florida, USA. *Journal of Soils and Sediments*. v.15, p.993–1004, 2015.

## CAPITULO 5

# CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR METAIS PESADOS

---

Queila Daiane Fonseca do Amaral  
Luísa Zuravski  
Marcus Vinícius Morini Querol  
Michel Mansur Machado  
Luís Flávio Souza de Oliveira

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O desenvolvimento econômico e industrial aliado ao aumento populacional gera diversos impactos ambientais. De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente, Impacto Ambiental consiste em qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que afetem diretamente ou indiretamente a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente, bem como a qualidade dos recursos ambientais (CONAMA 001/1986).

A poluição ambiental é um problema que atinge não somente as grandes metrópoles, como também todo território mundial. Em conjunto, todos os compartimentos ambientais vêm sendo degradados de forma muito rápida devido ao crescimento econômico, populacional e industrial desordenado e insustentável. Com isto, o aumento da poluição por contaminantes antrópicos como emissões veiculares, resíduos industriais e outras atividades são evidentes (INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE – INAC, 2013).

Dentre esses poluentes, os metais pesados são um dos que trazem uma gama de problemas para a saúde humana, animal e ambiental. Os metais pesados são um grupo de elementos químicos que apresentam número atômico relativamente alto, maior que 22 e densidade superior a  $4 \text{ g/cm}^3$ , e que, dependendo da concentração de exposição, podem ser tóxicos e danosos à vida, apresentando efeitos nocivos à saúde e a conservação ambiental. Eles se diferenciam de compostos orgânicos tóxicos, pois não são degradáveis e se acumulam no ambiente onde desencadeiam sua toxicidade (BUCCI, 2015; DUFFUS, 2002).

Os metais estão amplamente distribuídos na crosta terrestre e, em conjunto com outros elementos químicos, compõe a estrutura cristalina das rochas. Por meio de processos geoquímicos, como o intemperismo e por processos resultantes de atividades humanas eles são introduzidos nos ambientes (SOUZA, V. A., 2016). A industrialização diminuiu significativamente a permanência desses metais nos

minérios, dando origem aos seus compostos e alterando a distribuição desses elementos no planeta.

Dentro do preâmbulo de metais pesados, há de se considerar que alguns são classificados como elementos traços, quando relacionados às concentrações em que são encontrados, na ordem de partes por milhão ou concentrações ainda menores. Interessantemente, alguns deles são essenciais à manutenção da fisiologia humana, animal e vegetal, porém, em concentrações mais elevadas, acabam por protagonizar quebras homeostáticas e, portanto, induzir quadros tóxicos. Todas as formas de vida são afetadas pela presença destes elementos, variando entre elas a necessidade das concentrações requeridas e a forma química de apresentação, que será importante nos processos e vias de absorção e excreção.

Segundo Souza et al. (2015), metais-traço são metais encontrados em baixa concentração nos solos, nas plantas, tecidos, águas subterrâneas e outros. Suas principais fontes naturais são o intemperismo, que os liberam na forma dissolvida ou particulada, atividade vulcânica, queimadas e atividade biogênica. Entretanto, em diversas vezes são encontradas na natureza concentrações de metais superiores às concentrações de referência, ou concentrações estipuladas pela legislação ambiental. Este aumento da quantidade de metais pode ocorrer naturalmente, associado a depósitos naturais, por meteorização das áreas, ou por ação antrópica, como a descarga de efluentes domésticos e industriais e atividade de mineração (MARTINS *et al.*, 2014).

Quando a concentração de um elemento químico excede a concentração encontrada naturalmente em um ambiente, este é considerado um ambiente contaminado, podendo restringir a utilização dos recursos naturais no momento ou futuramente. Os teores de metais pesados naturalmente são os determinados sem influência antrópica e variam de acordo com a composição do mineral de origem, os processos pedogenéticos e o grau de desenvolvimento do solo (BIONDI *et al.*, 2011).

Alguns fatores influenciam a disponibilidade de elementos-traço para os organismos, são eles: intrínsecos, como tamanho, idade e sexo; e extrínsecos, como especiação metálica, salinidade, temperatura, pH, dureza e presença de outros poluentes. O mecanismo básico de toxicidade dos metais em nível molecular pode ser limitado pelo bloqueio e modificação da atividade enzimática e de polinucleotídeos, pela destruição da integridade de membranas e pela substituição de elementos que desempenham importantes funções no metabolismo da célula e, por meio da qual, perdem sua função (RODGHER *et al.*, 2012).

Atividades industriais, urbanização e a intensificação da agricultura tem introduzido elementos-traço, em quantidade bem maior que a necessária, em diferentes ambientes, causando impactos ambientais de distintas formas. De acordo com Li et al. (2013), alguns poluentes tóxicos com metais pesados oriundos de atividades humanas, como descarte de lixo e processos industriais, continuam a ser introduzidos em ambientes aquáticos e se depositam nos sedimentos. Ao serem lançados em corpos d'água, por exemplo, os metais sofrem partição entre a água e os particulados suspensos. Parte dessa carga é metabolizada pela fauna e flora local

e a outra parte se deposita nos sedimentos de fundo, torna-se o destino final desses contaminantes (SOUZA *et al.*, 2015).

A persistência destes elementos é um dos seus maiores problemas. Devido a esse fato, apresentam grande potencial de bioacumulação e biomagnificação, causando implicações em longo prazo sobre a saúde humana e dos ecossistemas (LI *et al.*, 2013). Os contaminantes metálicos, por não serem biodegradáveis e serem facilmente bioacumulados em organismos, são considerados, dentre os compostos químicos tóxicos, um dos poluentes de grande importância ambiental. Pelo processo de bioacumulação há um incremento das concentrações destes elementos químicos através da cadeia alimentar, sendo encontrados nos membros superiores da cadeia com valores muito acima dos encontrados no ar, na água e no solo.

A presença de metais muitas vezes também está associada à localização de regiões agrícolas. Segundo Baggio (2013), a agricultura é uma das principais fontes não pontuais de poluição por metais pesados, devido à presença destes elementos em fertilizantes (Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn), pesticidas (Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn), preservativos de madeiras (As, Cu, Cr) e dejetos de produção de aves e porcos (Cu e Zn).

Outra fonte importante de contaminação por metais pesados, principalmente em países mais pobres, é o descarte e reciclagem de resíduos eletrônicos (*e-waste*), além do próprio descarte de lixo urbano. O lixo eletrônico contém em sua constituição elementos químicos potencialmente tóxicos, de difícil mobilidade devido à sua característica de não biodegradabilidade. Estes metais no solo podem ser lixiviados pela chuva e acabar nos mananciais próximos, contaminando as águas superficiais e subterrâneas, especialmente sob condições ácidas. Dessa forma, é plausível considerar que o potencial de risco ecológico de metais pesados nas imediações dos locais de reciclagem e descarte de lixo eletrônico é evidente e não deve ser negligenciado (WU *et al.*, 2015).

A contaminação do ambiente por substâncias tóxicas é um dos mais sérios problemas ecológicos da atualidade. Já nos centros urbanos, as principais fontes de poluição ambiental são os transportes e as indústrias. Os solos urbanos localizados próximos de rodovias em grandes cidades também apresentam grande contaminação ambiental por metais e ainda é pouco estudado (STEPANOVA, YAKOVLEVA & PISAREV, 2016). Esses elementos químicos também são lixiviados pelas águas pluviais e acabam sendo direcionados aos mananciais próximos causando impactos pela sua presença e pelas suas interações com a flora e fauna local. Para identificação e mensuração destes contaminantes em ambientes aquáticos, podem ser usadas amostras de águas, sedimentos, materiais particulados, como também de organismos que vivem nestes sistemas (BETEMPS, SANCHES & KERSTNER, 2014).

Com base nisto, atualmente tem-se realizado diversos estudos com a finalidade de identificar, quantificar os metais e suas interações danosas aos diferentes ambientes, solo, ar, água e sedimento, bem como os impactos à saúde humana e animal.

## 2. PRINCIPAIS METAIS CONTAMINANTES

Em concentrações adequadas, a grande maioria dos elementos químicos existentes estão intimamente envolvidos em ciclos biogeoquímicos na natureza, se deslocando entre os diferentes compartimentos ambientais, como no solo, na água, nos sedimentos e no ar, de acordo com suas características. Porém, o aspecto que traz reflexão e preocupação da presença de elementos químicos nesses compartimentos é a possibilidade de sua bioacumulação na cadeia alimentar existente principalmente nos ambientes aquáticos e terrestres (VIRGA, GERALDO & SANTOS, 2007).

Os metais pesados, como Al, As, Ba, Be, Cd, Pb, Hg e Ni podem alterar as estruturas e o funcionamento celulares tendo como alvo várias biomoléculas, como as enzimas, que podem sofrer ação direta ou indireta, quando metais substituem seus co-fatores. Alguns metais como Cr, Cu, Zn são considerados microelementos essenciais para o metabolismo do organismo, tanto que sua deficiência pode levar a distúrbios significativos e, em alguns casos, obitularizar indivíduos. (VIRGA, GERALDO & SANTOS, 2007).

Outros elementos traços como Cr, Cd e Pb, tem sido alvo de pesquisas devido seu alto grau de toxicidade, biocumulatividade, carcinogênese e mutagênese, mesmo quando presentes em concentrações consideradas muito baixas, na ordem de pico, nano e fentograma por mililitro. Alguns metais, como o Al, Fe, Mn e Zn se encontram em concentrações bem maiores que a natural em regiões impactadas, principalmente onde existe abundância de fontes de emissão veicular, o que corrobora com riscos à saúde, considerando as várias formas de exposição que os rodeiam (MURO JÚNIOR, 2013).

### 2.1 Arsênio

O As é um metal muito encontrado na natureza, existindo uma gama de compostos que o contém. Pode ser localizado tanto em moléculas orgânicas, onde se encontra ligado ao carbono, quanto em inorgânicas, ligado a outros elementos como Fe, S e O. Os compostos orgânicos de arsênio são produzidos por atividade biológica, geralmente em águas superficiais impactadas pela poluição. Nas águas subterrâneas, a forma mais comum encontrada deste metal é o arsenito ( $\text{As}^{+3}$ ), nas águas superficiais, o arseniato ( $\text{As}^{+5}$ ).

Por ser de fácil obtenção, ser inodoro, não apresentar gosto e ter alto poder tóxico, este metal teve sua história relacionada a envenenamentos desde a antiguidade e perdurou por vários anos (MURO JÚNIOR, 2013). O As possui uma variedade muito grande de aplicações. Em alguns países, como os Estados Unidos, ele é usado como aditivo na alimentação de frangos, para controle de parasitas e melhor aproveitamento da ração, aumentando o ganho de peso. Porém, seu uso está sendo questionado devido ao aumento das fontes de exposição a este metal (FRANCO, 2014).

Em seres humanos, a principal via de absorção é a digestiva que, reconhecidamente, é biocumulativo e carcinogênico. Todavia, sua absorção também pode ocorrer por meio de inalação de gases oriundos da combustão de carvão mineral. Naturalmente, o As é encontrado em águas, principalmente águas subterrâneas, águas das chuvas e marinhas. Há diferente distribuição do metal em solo, rocha e águas ao redor do mundo. As águas subterrâneas de alguns países são consideradas ricas em As, tais como Argentina, México, China, Hungria e Bangladesh, o que traz uma preocupação adicional à saúde pública destes lugares (FRANCO, 2014). Já as fontes antropogênicas deste metal estão relacionadas à exploração de minérios, fabricação de vidros, ligas não-ferrosas e produtos eletrônicos (MURO JÚNIOR, 2013).

### 2.2 Bário

O Ba é um metal encontrado naturalmente constituindo sulfetos e carbonatos de bário (barita), presentes em rochas, tais como feldspato e mica. Esse metal também se encontra em combustíveis fósseis, sendo a queima desses combustíveis uma das principais fontes antropogênicas de contaminação ambiental por bário (MURO JÚNIOR, 2013).

A contaminação por Ba em seres humanos ocorre primeiramente pelas vias aéreas, seguida pela ingestão de água e alimentos. Concentrações de bário entre 550 a 600 mg são fatais ao homem, causando bloqueio no sistema nervoso e aumento da pressão sanguínea por vaso constricção (KEMERICH *et al.*, 2014). Na fauna e flora, esse metal também apresenta fortes impactos, causando paralisia muscular e respiratória nos animais e mutação em plantas. Os valores máximos permitidos (VMP) pela resolução do CONAMA 420/2009 estabelece que o limite de Ba no solo seja de 150 mg/Kg.

### 2.3 Cádmio

O Cd é um metal branco acinzentado, que faz parte do grupo IIB, e normalmente ocorre associado a sulfetos em minérios de Zn, Pb e Cu. É abundante na crosta terrestre e a sua principal fonte natural é a atividade vulcânica. Esse metal ocorre na atmosfera na forma de material particulado suspenso oriundo das emissões industriais, queima de combustíveis fósseis e erosão do solo. Ele chega aos ambientes aquáticos através do intemperismo, da erosão do solo e da camada de rocha viva, descargas atmosféricas diretas ou decorrentes de atividades industriais, drenagem de minas e efluentes de fundições de minério não-ferroso, vazamentos de aterros sanitários e de locais contaminados por lodos de esgotos (MURO JÚNIOR, 2013).

A exposição humana a este metal pode causar dores reumáticas e mialgias, com deformidades ósseas e distúrbios renais. Nas plantas o Cd pode diminuir o crescimento, reduzir a taxa de fotossíntese e provocar alterações, tanto enzimáticas quanto metabólicas. Os efeitos do Cd, assim como de qualquer outro metal, são dependentes da concentração e do tempo de exposição, ou seja, quanto maior a concentração e o tempo de exposição, maior é a interferência sobre os sistemas metabólicos (AUGUSTO *et al.*, 2014).

## 2.4 Cobre

Entropicamente, o Cu se origina de efluentes de metalurgia e mineração, de inseticidas e de fungicidas. Grande parte do Cu existente nos corpos d'água ocorre na forma de material particulado que é adsorvido pela matéria orgânica, pela argila ou pelos óxidos e hidróxidos de Fe e Mn e se deposita ou precipita nos sedimentos (BETEMPS, SANCHES & KERSTNER, 2014).

Apesar de ser essencial para a saúde humana, uma dose elevada ou uma exposição em longo prazo ao Cu pode trazer relevantes distúrbios à homeostase corporal. Altas concentrações deste metal podem causar danos ao fígado, aos rins e ao cérebro; e a inalação de poeiras e vapores pode irritar o nariz, a boca e os olhos, causar cefaleia, tonturas, náuseas e diarreia. A resolução do CONAMA 420/2009 estabelece que o valor máximo permitido de Cu em solos seja de 60 mg/Kg. Crianças alimentadas basicamente com leite de vaca estão mais propensas a desenvolver deficiência de Cu do que as crianças alimentadas com leite materno, devido à absorção limitada deste elemento, cerca de 15%, no leite de vaca (KEMERICH *et al.*, 2014).

## 2.5 Cromo

O Cr é um metal cinza-azul, sem odor e muito resistente à corrosão. É um metal de transição localizado no grupo VI B, sendo encontrado principalmente nas formas de óxidos ( $\text{CrO}_3$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ). Naturalmente é encontrado em rochas, animais, plantas, solos, poeiras e névoa vulcânica. É um elemento abundante na crosta terrestre e os incêndios florestais e as erupções vulcânicas estão entre as principais fontes de contaminação ambiental por Cr. As atividades antropogênicas o colocam em suspensão e, logo após, se deposita no solo, atingindo os corpos d'água e, por conseguinte, peixes e plantas aquáticas, chegando até o homem pela cadeia alimentar ou pela respiração (MURO JÚNIOR, 2013).

O Cr é um elemento indispensável ao metabolismo dos glicídeos, sua deficiência no organismo humano pode levar à neuropatia periférica e ao diabetes. Entretanto, o  $\text{Cr}^{+6}$  (hexavalente), em altas concentrações, pode causar câncer, principalmente pulmonar, pois é através deste órgão a principal via de entrada do metal no organismo humano. A concentração máxima deste metal em solos pode variar de acordo com as normas estabelecidas para cada país, variando de 125 mg/Kg



na Alemanha até 250 mg/Kg na França. No Brasil, o valor máximo permitido proposto pela CONAMA 420/2009 é de 75 mg/Kg (KEMERICH et al., 2014).

### 2.6 Chumbo

O escoamento superficial urbano e a deposição atmosférica são fontes indiretas significativas de Pb encontrado em ambientes aquáticos. Esse metal tem a tendência de formar compostos de baixa solubilidade com ânions presente em águas naturais, como hidróxidos, carbonatos, sulfatos e fosfatos. Devido a isto, uma grande parte do Pb existente nas águas dos rios encontra-se sob forma de partículas coloidais ou maiores aliadas a outros componentes do material particulado (BETEMPS, SANCHES & KERSTNER, 2014). O Pb é absorvido pelas plantas em sua forma catiônica  $Pb^{+2}$ , devido sua semelhança com os metais essenciais, diferindo no que se refere a translocação nas plantas e a facilidade de formar complexos com alto impedimento estérico (AUGUSTO et al., 2014).

O Pb não tem funções nutricionais, bioquímicas ou fisiológicas conhecidas e é tóxico para a maioria dos organismos vivos. E, quando lançado no meio ambiente, ele tem um tempo de resistência elevado quando comparado a outros metais poluentes (BETEMPS, SANCHES & KERSTNER, 2014). A toxicidade desse metal para as plantas está relacionada à redução no crescimento pela diminuição da assimilação de  $CO_2$ , reduzindo o processo respiratório. Distúrbios no metabolismo do cálcio e a inativações enzimáticas também estão presentes na toxicodinâmica desse metal (AUGUSTO *et al.*, 2014).

### 2.7 Mercúrio

O Hg é um contaminante de grande preocupação para a saúde humana, pois tem alta toxicidade e capacidade de grande distribuição, sendo considerado um dos metais mais tóxicos presentes no meio ambiente. Naturalmente, se encontra nas formas orgânica e inorgânica, no estado sólido, dissolvido e na fase gasosa. Tem a particularidade de volatilizar-se a temperatura ambiente e seu ciclo biogeoquímico envolve processos no ar, solo e água. Por serem muito estáveis na atmosfera, os vapores de Hg podem ser transportados por longas distâncias, tendo grande abrangência na área de contaminação (DA SILVA & ESTANISLAU, 2015).

As concentrações desse metal no ambiente aquático e, por conseguinte, na biota, têm aumentado significativamente devido ao seu lançamento por atividades antropogênicas e sua capacidade de fácil distribuição atmosférica. Estima-se que cerca de 20% do Hg emitido a partir de fontes pontuais são depositados nas proximidades, sendo que o restante é depositado regionalmente ou globalmente (SOUZA & WASSERMAN, 2015).

A bioacumulação do mercúrio nas cadeias alimentares aquáticas, em especial quando biotransformado em MeHg (metilmercúrio) é preocupante devido a sua alta

toxicidade, tanto que tem sido tema para várias pesquisas sobre as concentrações deste metal em diferentes compartimentos ambientais, como água, sedimento e biota. O seu ciclo biogeoquímico no ambiente sedimentar é fonte de inquietude para os órgãos fiscalizadores e para os pesquisadores em geral, pois a acumulação do Hg e suas transformações são favorecidas pela baixa hidrodinâmica e depleção de oxigênio. Os sedimentos anóxicos favorecem o desenvolvimento de bactérias redutoras de sulfato que são importantes metiladoras do Hg (SOUZA & WASSERMAN, 2015).

## 2.8 Zinco

O Zn é encontrado naturalmente no solo e na água, podendo se propagar para o ar atmosférico através do ciclo hidrológico. No entanto, a maior fonte de contaminação por zinco são os processos de mineração fabricação de aço, queima de carvão e de lixo em processos industriais (MURO JÚNIOR, 2013).

É um elemento essencial, porém, em altas concentrações é biocumulativo, tanto em plantas como em animais. Em ambientes aquáticos, ele se encontra na forma oxidada de  $Zn^{+2}$ , e a reação de adsorção é a principal reação do metal particulado de suspenso e nos sedimentos. A exposição alimentar excessiva a esse metal pode resultar em distúrbios gastrointestinais – incluindo diarreia, danos pancreáticos e anemia (BETEMPS, SANCHES & KERSTNER, 2014). A via respiratória também é uma importante via de absorção de Zn em seres humanos, podendo causar morte em caso de exposição aguda ao elemento em altas concentrações; e efeitos hematológicos deletérios, em caso de exposição crônica (MURO JÚNIOR, 2013).

## 3. FONTES DE LIBERAÇÃO NO AMBIENTE

As principais fontes de metais para solos e corpos hídricos podem ser naturais, como erosão de rochas-mães e depósitos de minérios e/ou antropogênicas, como a mineração, a aplicação de fertilizantes e agrotóxicos, urbanização, produção e queima de combustíveis fósseis, fundição, galvanoplastia, lodos, descarga de águas residuais industriais e domésticas, locais para descarte de resíduos urbanos, resíduos eletrônicos, dentre outros (RIZZO, 2015).

De acordo com Rizzo (2015), os veículos automotores são uma das mais importantes fontes de liberação de metais nos centros urbanos. Esses elementos químicos podem ser emitidos pelo desgaste dos pneus, queima incompleta de combustíveis e resíduos de catalisadores veiculares. Combustíveis, como o diesel e a gasolina, apresentam metais traço na sua composição, que se originam desde o processo de formação do petróleo, até o armazenamento e transporte destes combustíveis.

Conforme Santos et al. (2015), efluentes domésticos e industriais, componentes químicos de pesticidas e fungicidas usados na para o cultivo agrícola e

rejeitos da exploração mineral são as principais fontes de metais no sistema aquático. Em determinadas regiões do país, como a Amazônica, os rejeitos oriundos da mineração nos garimpos de extração de ouro são os grandes responsáveis pela contaminação dos recursos hídricos e da biota aquática.

No que diz respeito à contaminação marinha por metais pesados, os efluentes se apresentam como a maior ameaça, em grau variável de importância e dependendo das diferentes fontes destes: sanitários, lixiviados de áreas agrícolas, industriais ou de mineração. A exploração de óleo e gás “offshore” e o risco de acidentes na operação de poços de prospecção de petróleo estão entre as atividades antrópicas realizadas nas plataformas continentais como importantes fontes de impactos ambientais por metais pesados, os quais podem afetar diretamente a biota oceânica que normalmente se encontra submetida a concentrações muito baixas destes elementos (TORRES *et al.*, 2014).

### 3.1 Contaminação aérea

A poluição atmosférica é caracterizada pela presença de gases e/ou partículas no ar em concentrações elevadas o suficiente para gerar mudanças na qualidade ambiental. Segundo a Resolução 03/1990 da CONAMA, poluente atmosférico é qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais, à fauna e flora; e/ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade. Os metais pesados fazem parte destes poluentes. Eles podem ser liberados na atmosfera tanto por fenômenos naturais, como erupções vulcânicas e tempestades de ventos, quanto por fenômenos associados à atividade humana (TADIELLO *et al.*, 2015).

O constante lançamento de poluentes oriundos da queima de combustíveis fósseis e das atividades industriais tem comprometido a qualidade do ar e, conseqüentemente, a saúde da população em grandes centros urbanos. Metais traço, como Cd, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb e Sb, são elementos que fazem parte naturalmente da composição química de matrizes ambientais, como solo e sedimento, mas que também estão associados à poluição atmosférica em áreas urbanas (INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE – INAC, 2013).

De acordo com Gunawardena *et al.* (2013), esses poluentes atmosféricos também irão se depositar nas superfícies, e serão eventualmente transportados pelas águas pluviais. Sendo assim, a deposição atmosférica de metais irá ter influência direta na qualidade e contaminação de corpos d’água, que pode ocorrer de dois tipos: deposição úmida ou deposição seca. Sendo que, a deposição seca tem maior faixa de alcance, podendo atingir distância em escalas regionais.

Estudos sobre a contaminação de solos urbanos por deposição atmosférica de metais pesados têm sido realizados com a finalidade de auxiliar o desenvolvimento

de estratégias para proteção de ambientes e da saúde. Por serem onipresentes, tóxicos e persistentes em áreas urbanas, estes elementos podem ser facilmente transferidos para o homem através de contato dérmico, inalação e/ou ingestão. Por serem biodegradáveis e de difícil eliminação, os metais podem se acumular por longos períodos no corpo humano, podendo ter efeitos tóxicos, carcinogênicos e mutagênicos para o organismo (GUO *et al.*, 2012).

Existem diversos estudos que utilizam organismos bioindicadores para identificação e monitoramento da qualidade do ar. As informações reveladas no biomonitoramento com plantas ou animais, normalmente são deduzidas das concentrações de substâncias específicas acumuladas no tecido do organismo monitorado (bioindicadores de acumulação), ou por mudanças de comportamento do organismo, como os impactos na composição ou riqueza de espécies, na fisiologia, na morfologia e/ou no desempenho ecológico (bioindicadores de reação) (TADIELLO *et al.*, 2015).

### 3.2 Contaminação do solo

A contaminação dos solos por metais pesados e metaloides pode ocorrer através de emissões oriundas de áreas industriais, rejeitos de minas, aterros sanitários e lixões, combustíveis, tintas, fertilizantes, pesticidas, lodo de esgotos, águas residuais de irrigação, resíduos da combustão de carvão, derrames de produtos petroquímicos e deposição de contaminantes atmosféricos (WUANA & OKIEIMEN, 2011). A migração desses contaminantes para áreas não contaminadas como poeira ou lixiviados através do solo e sua disseminação são a principal fonte de contaminação dos ecossistemas.

A agricultura é uma das maiores fontes não pontuais de poluição por metais pesados, sendo as fontes principais as impurezas em fertilizantes (Cd, Cr, Mo, Pb, U, V e Zn); pesticidas (Cu, As, Hg, Pb, Mn e Zn); preservativos de madeiras (As, Cu e Cr) e os dejetos de produção de aves e porcos (Cu e Zn).

Considerando que o solo é o principal sumidouro de metais pesados lançados no meio ambiente pelas atividades citadas acima e ao inverso dos contaminantes orgânicos, que podem ser oxidados a dióxido de carbono por ação dos microorganismos, grande parte dos metais não sofre degradação química ou microbiana e sua concentração persiste por um longo período após sua introdução neste ambiente. No entanto, mudanças em suas formas químicas (especiação) e biodisponibilidade são possíveis (ZHANG, LIU & WANG, 2010).

Este tipo de contaminantes no solo representa um risco para os seres humanos e para os ecossistemas, por meio da ingestão direta ou contato com solo contaminado, pela cadeia alimentar, ingestão de água de lençóis aquáticos contaminados, comprometimento da qualidade de alimentos devido à fitotoxicidade e inviabilidade do uso da terra para produção agrícola. As restaurações desses ecossistemas exigem primeiramente a caracterização para a especiação dos metais e remediação destes contaminantes (WUANA & OKIEIMEN, 2011).

A contaminação dos solos por metais pesados está mais conhecida e entendida atualmente, entretanto tem se buscado desenvolver técnicas de descontaminação fundamentadas em processos naturais e com custo mais baixo. O uso de sistemas hidropônicos de cultivo, em que os nutrientes do solo são fornecidos através de solução aquosa contendo elementos químicos essenciais aos vegetais tem sido usado para contornar os problemas de contaminação do solo (AUGUSTO *et al.*, 2014).

Diferentes métodos vêm sendo usados para remoção destes contaminantes de solos, porém a maioria deles tem alto custo e não tem desempenho ideal. Dentre esses, os químicos e térmicos são difíceis tecnicamente e podem causar danos irreparáveis ao solo. Convencionalmente, a remediação de solos contaminados com metais envolve a remoção do local contaminado e a posterior disposição em aterro sanitário, porém, o uso deste método não é considerado ideal, pois apenas muda o problema de lugar, não eliminando os contaminantes. Adicionalmente, tem como inconveniente os riscos associados ao transporte do solo contaminado (TANGAHU *et al.*, 2011).

A lavagem do solo é uma forma alternativa para remoção de contaminantes. No entanto, é um método com alto custo e produz um resíduo rico em metais pesados, que irá requerer tratamento adicional. Além disso, essas tecnologias físico químicas usadas para a descontaminação do solo inviabilizam o posterior uso do mesmo para fins de cultivo, uma vez que removem a atividade biológica (AUGUSTO *et al.*, 2014).

Uma solução tecnológica, eficaz e acessível para a remoção de metais do solo é a fitorremediação. Este processo consiste no uso de plantas com capacidade excepcional de acumular metais para remoção de contaminantes dos solos, sedimentos e água e é baseada na capacidade de absorção de sistemas únicos e seletivos da raiz da planta, translocação, bioacumulação e habilidade de degradação de contaminantes de todo corpo da planta. Muitas espécies de plantas têm sido bem sucedidas em contaminantes absorventes, tais como Pb, Cd, Cr, As e vários radionuclídeos de solos (TANGAHU *et al.*, 2011).

Em trabalho realizado por Dias et al. (2014), foi realizada avaliação de uma área contaminada com elevadas concentrações de As, Cd, Cu, Pb e Zn no estado de Minas Gerais e possível implantação de um sistema de fitorremediação para descontaminação do solo. De acordo com os resultados obtidos no estudo, foi visto a real possibilidade de implementação desta técnica no local estudado, pois as características do solo (acidez, pH e saturação de alumínio) em conjunto com as características dos contaminantes (tipos e concentrações) seriam ideais ao que as plantas poderiam suportar. No entanto, os autores do estudo mencionam que apesar da aplicabilidade da fitorremediação como técnica de recuperação ambiental ela ainda tem algumas limitações como a necessidade de cultivar um grande número de espécimes, o longo tempo para obtenção de resultados, as dificuldades de estabelecer as condições necessárias e a impossibilidade de remover poluentes abaixo do nível radicular.

### 3.3 Contaminação de sedimentos

Lagoas costeiras e estuários são considerados ecossistemas de transição complexos, que quando são submetidos a grandes impactos antropogênicos sofrem flutuações significativas em seus parâmetros físico químicos. Estes ecossistemas estão ameaçados pela crescente descarga de contaminantes de fontes urbanas, agrícolas e industriais. Estes contaminantes têm sido frequentemente detectados e persistem em sedimentos, água e biota podendo causar efeitos deletérios sobre habitats da vida selvagem, degradação de ecossistemas e à saúde humana (CHALGHMI *et al.*, 2016).

Metais pesados lançados em um sistema fluvial, seja por fontes naturais ou por fontes antrópicas, irão ser distribuídos entre as fases do sedimento e as camadas aquosas. Devido aos processos de adsorção, hidrólise e co-precipitação apenas uma pequena porção de íons metálicos livres permanece dissolvido na água, sendo que a maior parte destes íons se deposita no sedimento. Estudos revelam que até 98% da carga total de metal presente em um rio possa ser transportado numa forma associada ao sedimento (VAROL & ŞEN, 2012).

Segundo Varol e Şen (2012), o sedimento é um dos componentes ecologicamente mais importantes do ambiente aquático desempenhando um papel significativo na manutenção do estado trófico de qualquer corpo d'água. Paralelamente a isto, também consiste em um reservatório e transportador de contaminantes, como os metais pesados. De acordo com Betemps, Sanches e Kerstner (2014), o sedimento reflete a qualidade corrente do sistema aquático, tendo um papel importante na identificação de contaminação dos rios e córregos. Por isso, ele representa um meio para concentrar metais nos ambientes aquáticos, podendo ser usado como indicador de poluição.

Análises de sedimentos de um rio, por exemplo, constitui-se um método útil para o estudo da poluição em determinada área. Metais armazenados nos sedimentos podem servir como futuras fontes de contaminação. Por exemplo, se o rio for geomorfologicamente ativo, possuir bancos de canal ou superfícies de baixa altitude e apresentar elevadas concentrações de metais, o armazenamento metálico pode ser curto, consistindo em uma ameaça eminente de poluição à jusante. Caso contrário, se as concentrações de metais estiverem espalhadas de forma uniforme em toda a planície de inundação do rio, apresentar posições topográficas mais altas, ser geomorfologicamente pouco acidentável, os sedimentos metálicos podem permanecer armazenados por décadas ou até mesmo séculos (VAROL & ŞEN, 2012).

De acordo com Chalghmi *et al.* (2016), a contaminação ambiental por metais é uma questão de constante preocupação, especialmente em ambientes marinhos, devido a sua abundância, persistência e bioacumulação. Nos sedimentos, eles podem ser acumulados e se fixarem, podendo ser liberados por uma perturbação natural ou antropogênica, atuando, assim, como uma fonte de contaminação das águas. Esta acumulação nos sedimentos pode fornecer um histórico da entrada dos metais no local, enquanto a acumulação na biota pode indicar a biodisponibilidade de cada

metal. Medindo as mudanças em nível bioquímico, celular e fisiológico através do uso de bioindicadores é possível complementar as informações ecotoxicológicas desses contaminantes.

A utilização de multibiomarcadores tem sido aplicada para avaliar a qualidade ambiental de lagoas com a finalidade de avaliar os efeitos biológicos de metais em organismos aquáticos e compreender as interações entre os metais, sua evolução espaço-temporal e especificidade em ambientes aquáticos. Moluscos bivalves, em especial, moluscos marinhos, tem sido usado como bioindicadores de qualidade ambiental, principalmente para identificar e quantificar a contaminação por metais pesados. Esses organismos, com ampla distribuição, pouca mobilidade, tolerantes a uma ampla gama de condições ambientais, associado a seu hábito alimentar, baixo metabolismo, reúne características favoráveis à bioacumulação e, por conseguinte, apresentam-se como potenciais matrizes para estudos na área (CHALGHMI *et al.*, 2016).

#### **4. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O crescimento populacional aliado ao aumento da urbanização e industrialização ocasionou uma elevação no consumo mundial de água e deu origem a um dos maiores problemas enfrentados atualmente, a escassez de água. O manejo inadequado dos recursos hídricos agrava este problema, devido à poluição dos corpos d'água e os efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde humana (2º CONGRESSO INTERNACIONAL RESAG: GESTÃO DA ÁGUA E MONITORAMENTO AMBIENTAL, 2015).

De acordo com Varol e Şen (2012), a contaminação ambiental por metais em ambientes aquáticos tem recebido especial atenção nos últimos tempos, devido sua toxicidade, abundância e persistência no ambiente e a facilidade de bioacumulação. Contaminantes com metais pesados podem se acumular em micro-organismos, flora e fauna aquáticas, podendo entrar na cadeia alimentar humana causando problemas à saúde. Contaminantes com metais pesados podem chegar aos ambientes aquáticos a partir de uma gama de fontes naturais e/ou antropogênicas, como mencionado anteriormente.

Os metais lançados no ambiente podem ser carregados para o ambiente hídrico pelo escoamento de águas superficiais proveniente das chuvas, seguindo para o meio aquático na forma química livre ou iônica (DA SILVA & ESTANISLAU, 2015). A ação tóxica dos metais nos organismos aquáticos ocorre através da contínua entrada de metais pesados. Nestes ambientes, os organismos estão expostos tanto a metais dissolvidos na água quanto aos presentes na cadeia trófica.

A fim de entender os processos de acumulação e transferência trófica e os efeitos dos metais dentro de um ecossistema, deve-se fazer uma investigação sobre seu comportamento sob uma ótica química e biológica. Inicialmente, deve-se levar em consideração seu comportamento químico em ambientes aquáticos e o nível de interação e de concentração do metal. Logo após, deve-se identificar o nível de

retenção do metal dentro da cadeia alimentar, enfatizando os produtores primários, onde seria a entrada desses elementos na cadeia trófica e por fim, devem-se compreender os processos que controlam a retenção do metal em nível molecular, celular, no organismo, na população, na comunidade e no ecossistema (RODGHER *et al.*, 2012).

Atividades de mineração, fundição, agrícolas e descarte de efluentes ou resíduos não tratados ou parcialmente tratados são as principais fontes antropogênicas de contaminação por metais pesados. Já as fontes naturais de inclusão de metais em ambientes aquáticos, podem ser degradação de rochas e agentes atmosféricos (LI *et al.*, 2013).

Estudos sobre bioacumulação de metais pesados em peixes demonstraram ser interessantes e efetivos para a identificação de contaminação ambiental. Substâncias nocivas, como metais pesados, liberados em ambientes aquáticos, são acumulados nos organismos e transportados através da cadeia alimentar, o que pode causar riscos à saúde humana pelo consumo de peixes contaminados. Dependendo de uma variedade de fatores como: características da espécie, período de exposição, concentração do elemento e fatores abióticos (temperatura, salinidade, pH e alterações sazonais) os peixes podem absorver estes contaminantes a partir do ambiente (COPAT *et al.*, 2012).

Niencheski *et al.* (2016), em seu estudo defende que a biota é um dos compartimentos mais utilizados para monitorar o ambiente, pois é capaz de fornecer informações sobre a contaminação ao longo do tempo. Também menciona que, embora existam estudos sobre a bioacumulação de metais, é pouco conhecido o *status* de contaminação em peixes e organismos filtradores em diferentes ecossistemas brasileiros, os quais abrigam uma grande variedade de espécies. Nos peixes, a intoxicação por metais causa uma série de distúrbios, como a diminuição das defesas imunológicas, a baixa fertilidade, a redução da taxa de crescimento e patologias variadas, que aumentam sua taxa de mortalidade.

Nos organismos aquáticos, o processo acumulativo de metais abrange a bioconcentração, a bioacumulação e biomagnificação. Sendo a bioconcentração o processo de absorção dos elementos químicos por meio das superfícies dérmicas e respiratórias, não apresentando ligação com a exposição alimentar ao contaminante. Já a bioacumulação engloba todas as rotas de exposição ao contaminante, inclusive a dieta alimentar. E a biomagnificação, consiste na transferência de compostos metálicos através dos níveis tróficos por ingestão direta de alimentos contaminados, normalmente dando origem a concentrações mais altas no organismo do que na fonte alimentar. (DA SILVA & ESTANISLAU, 2015).

## 5. REFERÊNCIAS

INTERNATIONAL NUCLEAR ATLANTIC CONFERENCE – INAC, 2013, Recife, PE. **Utilização da bromélia *Tillandsia usneoides* L. no biomonitoramento**



**da poluição atmosférica na região metropolitana de São Paulo - SP, Brasil.**

Recife: Associação Brasileira de Energia Nuclear – ABEN, 2013.

AUGUSTO, A. S. et al. Bioacumulação de metais pesados em *Brassica juncea*: Relação de toxicidade com elementos essenciais. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 5, p. 1221-1236, 2014.

BAGGIO H. Fonte, distribuição e características geoquímicas dos sedimentos de corrente do Rio do Formoso - MG. **Unimontes Científica**, v. 15, n. 1, p. 11-17, 2013.

BETEMPS, G. R.; SANCHES FILHO, P. J.; KERSTNER, T. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n. 2, p. 4-20, 2014.

BIONDI, C. M. et al. Teores de Fe, Mn, Zn, Cu, Ni e Co em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, 2011.

BRASIL, Resolução CONAMA 001, de 23 de janeiro de 1986. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23>. Acesso em: 01 julho de 2016.

BRASIL, Resolução CONAMA 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 01 julho de 2016.

BUCCI, M. M. H. S. **Estudo da qualidade da água na Represa Dr. João Penido: metais, agrotóxicos, índices de qualidade da água e de estado trófico (Juiz de Fora, MG)**. Juiz de Fora: EdUFJF, 2015.

CHALGHMI, H. et al. Combined effects of metal contamination and abiotic parameters on biomarker responses in clam *Ruditapes decussatus* gills: an integrated approach in biomonitoring of *Tunis lagoon*. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 18, n. 7, p. 895-907, 2016.

COPAT, C. et al. Heavy metals concentrations in fish from sicily (mediterranean sea) and evaluation of possible health risks to consumers. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 88, n. 1, p. 78-83, 2012.

DA SILVA, M. W.; ESTANISLAU, C. A. M. Concentração de mercúrio em peixes da Amazônia. **Boletim ABLimno**, v. 41, n. 1, p. 8-14, 2015.

DIAS, N. et al. Avaliação da contaminação e proposta de remediação de solos em clima tropical, na envolvente de uma unidade de processamento de metais pesados, Minas Gerais, Brasil. **Comunicações Geológicas**, v. 101, n. Especial II, p. 981-985, 2014.

DUFFUS, J. H. “Heavy metals” a meaningless term? **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

FRANCO, M. W. **Avaliação da qualidade ambiental no entorno de áreas de mineração e análise da exposição da cianobactéria *Synechococcus nidulans* a oxianions de arsênio**. Belo Horizonte: EdUFMG, 2014.

GUNAWARDENA, J. et al. Atmospheric deposition as a source of heavy metals in urban stormwater. **Atmospheric Environment**, v. 68, p. 235-242, 2013.

GUO, G. et al. Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 3, p. 410-418, 2012.

KEMERICH, P. D. C. et al. Indicative of environmental pollution by heavy metals in landfill. **Monografias Ambientais**, v. 13, n. 5, p. 3744-3755, 2014.

LI, G. et al. Heavy metals distribution and contamination in surface sediments of the coastal Shandong Peninsula (Yellow Sea). **Marine Pollution Bulletin**, v.76, n. 1, p. 420-426, 2013.

NIENCHESKI, L. F. et al. Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. **Tropical Oceanography**, v. 42, n. 1, p. 94-106, 2016.

SANTOS, C. et al. Heavy metal contamination in fish and water from Cassiporé River basin, State of Amapá, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 45, n. 4, p. 405-414, 2015.

2º CONGRESSO INTERNACIONAL RESAG: GESTÃO DA ÁGUA E MONITORAMENTO AMBIENTAL, 2015, Aracajú, SE. **Metais pesados em lodo de esgoto da ETE Laboreaux (Itabira/MG): quantificação total e restrições ao uso na fertilização de solos em áreas agrícolas**. Aracajú: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015.

MARTINS, L. et al. Análise geoquímica dos sedimentos de um curso de água contaminado por metais pesados na área de uma unidade fabril metalúrgica, Minas Gerais, Brasil. **Comunicações Geológicas**, v. 101, n. Especial II, p. 1023-1026, 2014.

MURO JÚNIOR, A. **Proposta de implementação de legislação ambiental, através de políticas de controle de poluição atmosférica, por meio de sistemas de monitoramento passivo**. Goiânia: EdUFG, 2013.

RIZZO, F. A. **Níveis de metais no solo e na água da microbacia do distrito industrial do Pequiá, município de Açailândia, MA**. Rio de Janeiro: EdFOC, 2015.

RODGHER, S. et al. Cadmium and chromium toxicity to *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Microcystis aeruginosa*. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 55, n. 1, p. 161-169, 2012.

SOUZA, V. A.; WASSERMAN, J. C. Mercury distribution in sediments of a shallow tropical reservoir in Brazil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 28, n. 2, p. 149-160, 2015.

SOUZA, V. A. **Análise de metais (Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Al e Hg), em sedimentos superficiais do reservatório de Jurtunaíba, Rio de Janeiro, Brasil**. Niterói: EdUFF, 2016.

SOUZA, V. L. B. et al. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão. **Brazilian Journal of Radiation Sciences**, v. 3, n. 1, p. 1-13, 2015.

STEPANOVA, L. P.; YAKOVLEVA, E. V.; PISAREV, A.V. The environmental assessment of the intensity of heavy metal accumulation in anthropogenically transformed soils. **Visegrad Journal on Bioeconomy and Sustainable Development**, v. 5, n. 1, 23-26, 2016.

TADIELLO, R. B. et al. Utilização da *Tillandsia aeranthos* como bioindicador de poluição atmosférica, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. **Revista Tecnológica**, v. 23, n. 1, p. 85-98, 2015.

TANGAHU, B. V. et al. A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. **International Journal of Chemical Engineering**, v. 2011, 2011.

TORRES, I. F. A. et al. Elementos traço e agrotóxicos em amostras de água, sedimento e mata ciliar coletadas no entorno do Ribeirão da Mata (MG). **Revista de Estudos Ambientais**, v. 15, n. 1, p. 6-19, 2014.

VAROL, M.; ŞEN, B. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. **Catena**, v. 92, p. 1-10, 2012.

VIRGA, R. H. P.; GERALDO, L. P.; SANTOS, F. H. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 27, n. 4, p. 787-792, 2007.

ZHANG, M. K.; LIU, Z. Y.; WANG, H. Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 41, n. 7, p. 820-831, 2010.

WU, Q. et al. Heavy metal contamination of soil and water in the vicinity of an abandoned e-waste recycling site: implications for dissemination of heavy metals. **Science of the Total Environment**, v. 506, p. 217-225, 2015.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **Isrn Ecology**, v. 2011, 2011.

# CAPÍTULO 6

## CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR DOMISSANITÁRIOS

---

Elizandra Gomes Schmitt  
Emanoeli da Rosa  
Marcus Vinícius Morini Querol  
Luís Flávio Souza de Oliveira  
Michel Mansur Machado

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os domissanitários são substâncias ou preparações destinadas à higienização ou desinfecção de ambientes coletivos ou públicos e representam uma grande variedade de agentes de limpeza, incluindo desinfetantes definidos como um agente químico ou físico que inativam microrganismos vegetativos, mas não necessariamente esporos resistentes (BRASIL, 2013). Esses produtos são comuns em residências e nas indústrias devido a facilidade de compra, além de odor agradável. Como exemplo desses produtos, podemos citar: água sanitárias, desinfetantes, desodorizantes, desengraxantes, removedores de manchas, entre outros (PINHEIRO et al., 2014).

Os domissanitários são potenciais geradores de quadros de toxicidade em humanos e animais, muito em função de seu emprego no ambiente doméstico e suas adjacências, especialmente quando aplicados de forma excessiva e continuamente. Estão presentes em registros de intoxicação intencional e acidental, atingindo, portanto, diferentes faixas etárias, como também animais (OLIVEIRA & BURIOLA, 2009).

Não menos importante, em função da precariedade das redes de esgoto no país, os domissanitários também fazem parte dos agentes toxicantes e poluentes em corpos de água e solo. Dessa forma, há de se haver uma conscientização e medidas efetivas quanto a essa problemática, que vai desde a clandestinidade e comercialização de produtos sem controle de qualidade - segurança dos ingredientes que os compõe, passando pelo uso e descarte corretos desse tipo de produto. Não há como negar a importância dos domissanitários nas atividades antropogênicas, mas também não há como digredir dos riscos à saúde, caso não se observe alguns importantes pressupostos de uso racional (BRASIL, 2003).

### 2. CLASSES DE DOMISSANITÁRIOS

Saneantes domissanitários são as substâncias ou preparações destinadas à higienização, desinfecção ou desinfestação domiciliar, em ambientes coletivos ou

públicos, em lugares de uso comum e no tratamento da água. São subdivididos em quatro grupos: produtos de limpeza (detergentes, lava-louças, sabão de coco e congêneres); de ação antimicrobiana, tais como desinfetantes e esterilizantes usados em diversos ambientes; desinfetantes, como raticidas e inseticidas; produtos biológicos de uso domiciliar, como os que são utilizados para remover matéria orgânica de caixas de gordura ou aqueles empregados nos hospitais ou clínicas, tanto para superfície quanto para instrumentos e materiais de procedimentos cirúrgicos (BRASIL, 2001).

## 2.1 Surfactantes

Surfactantes ou tensoativos são compostos que apresentam em sua estrutura um grupo apolar constituído de cadeias carbônicas longas com um grupo catiônico ou aniônico em sua extremidade. Esses produtos são amplamente utilizados na produção de detergentes, que, devido ao poder anfifílico, podem remover sujeiras que a água não é capaz de fazê-lo. Adicionalmente, são utilizados para a produção de tintas, plásticos, herbicidas, pesticidas, nos processos de indústrias têxteis, mineradoras e alimentícia (CUNHA & LOBATO, 2001).

Os detergentes são importantes causadores da poluição aquática, pois possuem em sua composição grupamento fosfato, que contribui para o processo de eutrofização, dificultando trocas gasosas entre a superfície da água e a atmosfera, incidindo diretamente sobre a mortalidade de organismos aquáticos aeróbios (PAUTA-PRADO & MORALES-VELASCO, 2013). O processo de fabricação de detergentes representa mais de 50% do uso de surfactantes. Os detergentes são amplamente utilizados a nível industrial durante as etapas de limpeza ou lavagem na linha de produção, por exemplo, o fato de poder ser misturado a outras substâncias, devido a característica de se manter neutro em solução aquosa (LEE et al., 2016.)

Dentro do contexto biológico, os surfactantes interagem principalmente com componentes da membrana celular, enfraquecendo as estruturas de proteção dos organismos. Com base nessa característica, possuem ação bactericida e bacteriostática em baixas concentrações, podendo, ainda, disponibilizar poluentes orgânicos muitas vezes insolúveis, como pesticidas e derivados do petróleo, além de remobilizar metais na água e no solo, aumentando a absorção de diversos poluentes por diferentes organismos. Sendo assim, além dessas características, sua toxicidade está diretamente associada ao tipo de surfactante ou à combinação destes, podendo ser protagonistas ou adjuvantes em diversas manifestações de quadros clínicos ou, ainda, induzir o aparecimento de distúrbios como retardo no crescimento e espasmos musculares em animais aquáticos (FAO, 1993).

No Brasil, a produção de detergentes sintéticos tem crescido consideravelmente, sendo responsável por quase metade das vendas de produtos de limpeza da América Latina. Apesar do consumo excessivo, a falta de tratamento de esgoto domiciliar em áreas urbanas tem causado efeitos indesejáveis, como a formação de espumas nas águas dos rios, acarretando problemas ambientais graves,

como a dispersão de poluentes através de ventos, fazendo com que se atinjam grandes distâncias (PENTEADO, SEOUD & CARVALHO, 2006).

Tendo em vista que os tensoativos alquilbenzenosulfonato (ABS), são resistentes à biodegradação ambiental e produzem espumas excessivamente, houve tensionamento para buscar uma alternativa de geração de produtos biodegradáveis que os substituísse, pois tensoativos ABS tendem a acumular-se em corpos aquáticos. A proposta é o emprego de Alquilbenzenosulfonato Linear (LAS) (IVANKOVIC & HRENOVIC, 2010).

O LAS é uma mistura de inúmeros homólogos e isômeros com diferentes massas moleculares, a sua biodegradação pode ser afetada por sua estrutura, pois o tamanho da sua cadeia linear e a posição do grupo fenila na cadeia alquílica interfere na constante de biodegradação. Por outro lado, os demais componentes das formulações comerciais, como enzimas, polímeros naturais modificados ou sintéticos e branqueadores ópticos podem afetar a remoção de tensoativos do meio ambientes (PENTEADO, SEOUD e CARVALHO, 2006).

Os principais problemas decorrentes do acúmulo de LAS são a diminuição da concentração de elementos necessários para a vida aquática, diminuição da penetrabilidade de luz e aumento da concentração dos compostos xenobióticos nos corpos de água. Embora não ocorra uma fotodegradação significativa no ambiente pelo LAS, inúmeros mecanismos de remoção têm sido reconhecidos como precipitação, absorção e biodegradação. O fato de o Brasil apresentar atividades industriais amplamente difundidas próximas à costa territorial, e levando em consideração a baixa eficiência do tratamento de efluentes urbanos, a contaminação do ambiente marinho por surfactantes é uma variável certa e esperada. Dados descritos na literatura evidenciam que o teor de tensoativos em águas brasileiras é elevado, confirmando essa hipótese (SANTOS JÚNIOR et al., 2012).

Cserhat et al. (2002), apontam em seu estudo que o efeito dos surfactantes tem afetado no crescimento e no comportamento alimentar dos peixes, sendo, portanto, preciso obter meios de fazer um descarte correto desses produtos, para que não acabem nos efluentes e, assim, se evite a contaminação da flora e fauna aquáticas.

O ácido sulfônico é a matéria ativa do detergente e, se ingerido, provoca queimaduras, vômitos e dores abdominais, que é acentuada pelo seu poder corrosivo. Adicionalmente, pode ser substrato para reações catalisadas por metais, de forma a gerar hidrogênio e, na sequência, formar misturas explosivas com o ar. É bem estabelecido a constatação de efeitos ambientais, como a alteração do pH e a formação de espuma, com risco de contaminação de solo e lençol freático, o que é visivelmente prejudicial à vida aquática (SILVA et al., 2014).

## 2.2 Inseticidas

Os inseticidas são as substâncias mais utilizadas nas áreas agrícolas e em programas de saúde pública, em especial para controle de vetores como o mosquito

transmissor da dengue, chikungunya, zika, entre outros. O extenso uso desses produtos faz com que, invariavelmente, haja exposição humana e animal aos mesmos. O nível de intoxicação ou manifestações clínicas frente a exposições é dependente do tipo de inseticida em questão, a via de absorção envolvida, a sensibilidade individual e, como um dos principais fatores, o tempo de exposição aos compostos ou produtos (BRASIL, 2012).

Dentre os inseticidas utilizados, estão os da classe dos organofosforados e carbonatos. O primeiro, um inibidor irreversível da acetilcolinesterase; o segundo, um inibidor reversível da mesma enzima. Essas características, por si só, já dimensionam a gravidade dos quadros de intoxicação por um e por outro. Uma vez inibida a acetilcolinesterase em seu resíduo de serina pelo grupamento fosfato ou carbamato dos inseticidas supracitados, não há metabolização de acetilcolina e, portanto, ocorre uma permanência maior deste neurotransmissor na fenda sináptica ou neuromuscular. Esse fenômeno deflagra uma síndrome colinérgica que, por sua vez, tem como efeito mais deletério a parada respiratória, motivo maior dos óbitos registrados a partir de intoxicações por essas classes de inseticidas (OLIVEIRA & BURIOLA, 2009).

Além da parada respiratória, a sintomatologia é bem mais abrangente dada a instalação da síndrome colinérgica, que se manifesta em diferentes níveis de gravidade, a qual é dependente das razões acima expostas. Dentre as manifestações, podem estar presentes: reações alérgicas, distúrbios no trato respiratório, distúrbios gastrointestinais, cardiovasculares e manifestações oculares como conjuntivite, bem como prurido e lesões dérmicas (BRASIL, 2012).

Não bastasse, longos períodos de exposição podem levar a danos ao nível de sistema nervoso central, causando ansiedade, agitação, cefaleia, dificuldade na fala, tremores, convulsões e coma. Em outros casos, alguns sintomas tardios após intoxicação aguda pode levar a síndrome neurológica intermediária, que decorre de 12 h a 7 dias após o evento de intoxicação, a qual é caracterizada por fraqueza muscular nos músculos responsáveis pela respiração e do pescoço, bem como fraqueza muscular dos membros inferiores e superiores; ou ainda, o quadro de polineuropatia tardia, que, embora rara seja fatal na maioria dos casos, decorre de 6 a 21 dias após exposição por qualquer via de absorção (OLIVEIRA & BURIOLA, 2009; VILELA, MARAGOLI & MORRONE, 2003).

A maioria das intoxicações por esses produtos ocorre em países em desenvolvimento e sem higiene adequada, ainda que esses países representem apenas 25% do consumo global de inseticidas, eles contabilizam cerca de 99% dos relatos de morte (OLIVEIRA e BURIOLA, 2009).

No Brasil, estudos realizados no nordeste do Paraná demonstraram que os casos de intoxicação envolvendo inseticidas inibidores de colinesterases podem estar associados ao uso desses produtos na produção de grãos como o milho e a larga escala de uso, por serem produtos com custo de aquisição menor quando comparados a outros (OLIVEIRA & BURIOLA, 2009).

### 2.3 Rodenticidas

Com o crescimento desordenado das cidades somado à falta de políticas de saneamento efetivas, se propicia o desenvolvimento de animais, como roedores, que se adaptam facilmente a diferentes condições. Associado a isso, está a alta taxa reprodutiva dos mesmos, o que corrobora e multiplica sua extensão territorial e, por consequência, os dados provocados sobre a saúde e produção. Essa problemática, por sua vez, incita sobremaneira ao uso de produtos para combater infestações desses animais. Dessa forma, os rodenticidas acabam por serem instalados no seio das acomodações familiares que, nem sempre dispensam o cuidado necessário quanto à guarda e acondicionamento desses produtos, gerando exposição e riscos desnecessários aos familiares, em especial, às crianças - maiores vítimas por ingestão acidental, que são atraídas pela coloração e forma das apresentações comercializadas (FERREIRA & FIGUEIREDO, 1982).

Tais compostos são classificados em agudos e crônicos. Os rodenticidas agudos, como o arsênio, a estricnina, o sulfato de tálio causam a morte do roedor em até 24 horas após a ingestão, mas foram proibidos no Brasil devido à alta toxicidade; todavia, há possibilidade de se deparar com os mesmos em função do mercado ilegal de substâncias ou produtos, infelizmente. Já os crônicos, também chamados de modernos, têm a efetividade materializada mais tardiamente, isto é, levam o roedor à morte em alguns dias após a ingestão. Contudo, são largamente utilizados em todo o mundo por serem mais seguros e por existir antídoto: a vitamina K (AMARAL et al., 2015).

Esses últimos têm efeito anticoagulante, ou seja, impedem o processo de coagulação sanguínea provocando hemorragias internas que culminam na morte do animal. Essa classe inclui os hidroxicumarínicos de primeira geração, como a cumarina e a warfarina; os de segunda geração, como o brodifacum e a bromadiolona; e anticoagulantes indanediônicos, como a difacinona, a difenadiona, a clorofacinona, o velone e o pidone. Rodenticidas anticoagulantes inibem o sistema vitamina K peróxido redutase, o que gera incapacidade do organismo em ativar a vitamina K1. Os sinais clínicos se desenvolvem quando a toxina deixa de ativar proteínas de coagulação inativas e fatores ativos se esgotam, ocorrendo sangramento e outros sinais, como depressão, fraqueza e palidez (AMARAL et al., 2015).

A estricnina, como supracitado, rodenticida de uso proibido, age aumentando a excitabilidade reflexa da medula espinhal. Assim, o controle normal dos estímulos neurais é perdido, provocando a contração simultânea de todos os músculos do corpo (OGA, CAMARGO & BATISTUZZO, 2014).

O arsênio, ingrediente ativo de outros rodenticidas, também com comercialização vetada no Brasil, se apresenta de diversas formas, incluindo espécies orgânicas e inorgânicas. Esse metal também está presente em poeiras antropogênicas, como em processos biológicos, processos químicos e industriais, como na manufatura de vidros, de materiais semicondutores e de fotocondutores. Não menos importante, também compõe fontes naturais, como na erupção de vulcões em atividade, solos e rochas banhadas por corpos de água ou não. Sendo assim, fica



fácil prevermos sua distribuição ubíqua (BUCHET & LISON, 2000; CARABANTES & FERNICOLA, 2003).

Outra classe de rodenticidas são os análogos à vitamina D ou mesmo à base de vitamina D, os quais são encontrados sob forma de iscas para roedores. Esse tipo de rodenticidas provoca hipercalcemia pelo aumento de sua absorção intestinal, das reabsorções renal e óssea. A ação hipercalcêmica máxima ocorre de 10 a 24h após a ingestão, com duração média de 2 meses. Dentre as manifestações mais comuns estão a anorexia, o vômito, a diarreia, a poliúria, a polidipsia e a insuficiência renal (OLIVEIRA E MENEZES, 2003).

### **3. RISCOS À SAÚDE**

O risco de intoxicações por domissanitários tem se posicionado entre os primeiros cinco agentes causadores de quadros de intoxicação. Esses dados alertam para possíveis problemas no que se refere à utilização e disponibilidade desses produtos. As mulheres são consideradas a população com maior acessibilidade e, portanto, maior exposição, muito embora elas estejam progressivamente mais envolvidas com atividades fora do ambiente domiciliar (FOOK et al., 2013).

O termo saneante designa, como já fora citado, o produto químico cuja aplicação se destina à limpeza geral, desinfecção e desinfestação de ambientes, objetos e superfícies, bem como tratamento da água. Todas essas aplicações são reconhecidamente necessárias, pois se integram às práticas antropogênicas, como a erradicação de doenças, epidemias, dentre outras, mas, que devido ao seu uso abusivo, tem aumentado o risco à saúde humana e dos ecossistemas. Contudo, todo e qualquer saneante manufaturado, vendido ou distribuído deve receber autorização do Ministério da Saúde, caso contrário, o produto se reveste de natureza “clandestina” ou “pirata” (BRASIL, 2009; PINHEIRO et al., 2014).

A realidade é que esse mercado ilegal existe, muitas vezes devido à falta de recurso financeiro ou de conhecimento, ou até mesmo por falta de interesse em regulamentar sua empresa. O fabricante, entretanto, teria por dever apresentar um produto de qualidade a fim de promover a saúde e a segurança do consumidor. Mas não é o que se observa em muitas das ruas de nossas cidades, onde, se pode avistar a venda de produtos clandestinos e artesanais, oferecidos em embalagens inapropriadas, expostos a elevadas temperaturas e luz solar, sequer com alguma identificação

A escolha da formulação é um item essencial, pois é um fator determinante do risco ao qual o fabricante, o consumidor e o meio ambiente estarão expostos e responsabilizados. Contudo, essas questões não são levadas em consideração no fabrico e na venda clandestina de produtos clandestinos, que, de maneira geral, se concentram na produção de água sanitária, amaciantes e desinfetantes, os quais chamam a atenção dos clientes por promessas de eficácia do vendedor, de suas apresentações - com cores fortes e essências diversas, e o baixo custo (BRASIL, 2013).

Pessoas que adquirem esses produtos clandestinos colocam em risco não só a própria segurança, uma vez que produtos assim não passam por nenhuma inspeção de qualidade, e os danos causados pelo uso indiscriminado podem atingir tanto o ser humano, quanto o meio ambiente e suas espécies (SILVA & FRUCHTENGARTEN, 2005).

Figura 1: Produtos domissanecantes de fabricação clandestina.



Fonte: Conselho Regional de Química- 8º região (2016).

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) tem alertado aos consumidores quanto aos riscos da aquisição de saneantes clandestinos, destacando a importância das informações necessárias no rótulo e acondicionamento adequado, uma vez que esses produtos não possuem nenhum tipo de avaliação quanto à eficácia e possíveis contaminações, diminuindo a segurança do consumidor.

#### **4. RISCO AO MEIO AMBIENTE**

Do ponto de vista ambiental, o excesso de produtos de limpeza em corpos de água tem diminuído o poder autodepurador devido sua ação germicida, que inibe a oxidação biológica do meio (Figura 2). É bem sabido que grande parte dos compostos presentes nas formulações de domissanecantes passam pela rede de tratamento esgoto e atingem mananciais de abastecimento, sem contar a precariedade, e até inexistência de sistemas de tratamento em inúmeras regiões do país, e, não obstante, ao nível mundial. (LANDRIGAN e GARG, 2002).

Figura 2: Descarte de produtos sem procedência no meio ambiente.



Fonte: Vigilância Sanitária do município de Novo Hamburgo, RS (2016).

De acordo com os dados do SINITOX, os domissanitários são protagonistas de uma significativa parcela de intoxicação humana e contaminação ambiental. Tal condição é decorrente da desinformação que a população tem sobre esses produtos, que se expõem pelo uso, manipulação, acondicionamento e guarda inadequados, comprometendo, sobremaneira, a saúde de crianças, que os consomem pensando se tratar de bebida refrigerante ou alguma guloseima.

Um comparativo realizado pelo SINITOX em 2012 descreve o tipo de agentes intoxicantes e os registros das intoxicações por regiões do Brasil. A intoxicação por domissanitários ocupa o segundo lugar, somente atrás dos medicamentos em todas as regiões do país, com maior atenção para as regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul. Interessante destacar que as intoxicações por rodenticidas domésticos apresentaram um maior número de notificações nas regiões Centro-Oeste e Sul.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O uso de domissanitários tem sido alvo de alerta em relação aos inúmeros casos de intoxicações provocados por estes produtos, uma vez que sua aquisição é fácil, relativamente barata e seu uso e manipulação são inadequados. Adicionalmente, seu descarte, que também costuma ser inadequado, não sofre qualquer processo de fiscalização, pois não há a obrigatoriedade legal em fazê-lo, muito menos a penalização judicial deste ato. Não bastasse, há uma produção e comercialização paralela à permitida e regulamentada pelos órgãos de controle, portanto, sem procedência ou qualquer tipo de controle de qualidade, o que corrobora para potencializar os riscos à saúde de humanos e animais, sem considerar o meio ambiente como um todo.

Dentre às questões que permeiam o meio ambiente, a via de dissipação mais importante é a aquática, onde, por meio da veiculação doméstica ou industrial, os resíduos de domissanéantes acumulam-se em corpos de água que irão abastecer ciclicamente as próprias vicissitudes antropogênicas. E quando não o fazem, acabam por dispersar-se em corpos de água que afetam o meio ambiente. De qualquer sorte, a curto, médio ou longo prazo, de forma direta ou indireta, esses resíduos acabam, invariavelmente, por nos alcançar em algum momento.

Não se nega a importância de seu emprego nas ações e atividades cotidianas. Pelo contrário, se reconhece que o emprego de domissanitários é crucial para a manutenção da saúde pública coletiva e individual. Contudo, se percebe que há carência de informações sobre a potencialidade de riscos associados ao seu mau uso, de forma irracional quanto as proporções e quantidades utilizadas, bem como do descarte de alguns desses produtos.

Desta forma, pensa-se não haver outro caminho que não o da conscientização e punição aos abusos e descaminhos frente à produção de domissanéantes, de forma que a defesa à saúde humana, animal e do meio ambiente como um todo sejam preservadas.

## 6. REFERÊNCIAS

- AMARAL, A. F, et al. Surto de intoxicação por cumarínico em leitões de maternidade. *Acta Scientiae Veterinariae*. v.43, n. 1, p.80, 2015.
- BRASIL- Ministério da Justiça. Departamento de Proteção e Defesa do Consumidor e Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Consumo e saúde – Produtos de limpeza: diga não aos clandestinos. Ano 2, n. 12, 2009
- BRASIL. Agência nacional de vigilância sanitária- ANVISA. Resolução nº 184 de 22 de outubro de 2001. Altera resolução 336 de 30 de julho de 1999. Diário Oficial, Brasília, DF, 23 de outubro de 2001.
- BRASIL. Agência nacional de vigilância sanitária- ANVISA. Resolução nº 47, de 25 de outubro de 2013. Aprova o Regulamento Técnico de Boas Práticas de Fabricação para Produtos Saneantes, e dá outras providências. Diário Oficial, Brasília, DF, 2013.
- BRASIL. Decreto Nº 8.077, DE 14 DE AGOSTO DE 2013. Regulamenta as condições para o funcionamento de empresas sujeitas ao licenciamento sanitário, e o registro, controle e monitoramento, no âmbito da vigilância sanitária, dos produtos de que trata a Lei no 6.360, de 23 de setembro de 1976, e dá outras providências. Diário Oficial, Brasília, DF, 15 de agosto de 2013.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Orientações para os consumidores de Saneantes. Brasília: Agência Nacional de Vigilância Sanitária; 2003.

- BRASIL. Sistema Nacional de Informações Tóxico Farmacológica. SINITOX: Casos Registrados de Intoxicação Humana, de Intoxicação Animal e de Solicitação de Informação por Agente Tóxico. 2012. 1p. Disponível em: <http://www.fiocruz.br/sinitox>
- BUCHET, J. P; LISON, D. Clues and uncertainties in the risk assessment of arsenic in the drinking water. **Food Chem. Toxicol.**, Oxford, v. 38, p. 81-85, 2000.
- CSERHÁT, T.; FORGACS, E.; OROS, G. Biological activity and environmental impact of surfactants. **Environ. Intern.**, v. 28, p. 337-348, 2002.
- CUNHA, C.P.; LOBATO, N.; DIAS, S. Problemática dos tensoativos na indústria de produção de detergentes em Portugal. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa, 2001.]
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Svobodová, Z.; Lloyd, R.; Máchová, J.; Vykusová, B. Water quality and fish health. **EIFAC Technical Paper**, n. 54, Rome, p.59, 1993.
- FOOK, S. M. L et al. Poisoning with household cleaning products in a city in Northeast Brazil. **Cad. Saúde Pública**, v. 29, n.5, p. 1041-1045, 2013.
- IVANKOVIC, T; HRENOVIC, J. Surfactants in the environment. **Arquivos de higiene industrial e toxicologia**, v. 61, n. 1, p. 95- 110, 2010.
- LANDRIGAN, P. J.; GARG, A. Chronic effects of toxic environmental exposures on children's health. **Journal of Toxicology**, v. 40, n. 4, p. 449-456, 2002.
- LEE, S. A et al. Synthesis of environment friendly nonionic surfactants from sugar base and characterization of interfacial properties for detergent application. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 38, p. 157–166, 2016.
- OGA, S.; CAMARGO, M.M.A.; BATISTUZZO, J.A.O. Fundamentos de Toxicologia. ATHENEU Editora. SÃO PAULO, 3A. EDIÇÃO, 2008.
- OLIVEIRA, M. L. F; BURIOLA, A. A. Gravidade das intoxicações por inseticidas inibidores das colinesterases no noroeste do estado do Paraná, Brasil. **Revista Gaúcha de Enfermagem. (Online)** v. 30, n. 4, p. 648-655, 2009.
- OLIVEIRA, R. D. R; MENEZES, J. B. Intoxicações exógenas em Clínica Médica. **Medicina, Ribeirão Preto**, v. 36, p. 472-479, 2003.
- PALTA-PRADO, G. H; MORALES-VELASCO, S. Fitodepuración de aguas residuales domesticas con poaceas: Brachiaria mutica, Pennisetum purpureum y Panicum maximum en el municipio de Popayán, Cauca. **Rev.Bio.Agro**, v. 11, n. 2, p. 57-65, 2013.
- PENTEADO, J.C.P; SEOUD, O.A.E; CARVALHO, L.R.F, Alquilbenzeno Sulfonato Linear: Uma abordagem ambiental e analítica. **Química nova**, v. 29, n.5, p.1038-1046, 2006.
- PINHEIRO, G.A; MACEDO, I; SILVA, J.A; JANNINI, M.J.D.M. Conscientização sobre o uso correto de saneantes domissanitários visando a prevenção de acidentes, intoxicações e contaminação ambiental. **Revista Dialogos: Extensão e Aprendizagem: tempos e espaços**, v.19, n.1, p. 8-16, 2014.
- SANTOS JÚNIOR, L. A; LACERDA, M. F. A. R; SALES, P. T. F; SCHIMIDT, F; SANTIAGO, M. F. Avaliação do reuso de água de limpeza em uma indústria de

sabão em pó sintético. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 5, n. 2, p. 12-19, 2012.

SILVA, C. A. M; FRUCHTENGARTEN, L. Riscos químicos ambientais à saúde da criança. **Jornal de Pediatria**, v. 81, n. 5, p. 205-211, 2005.

SILVA, N.G. et al. Análise do ciclo de vida para determinação dos impactos da produção de detergentes de forma irregular. Instituto Brasileiro de Gestão Ambiental. Disponível em: < <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/V-008.pdf>>.

VILELA, R.A.G; MALAGOLI, M.E; MORRONE, L.C. Gerenciamento Participativo em Saúde do Trabalhador: uma experiência na atividade de controle de vetores. **Saúde Soc.** v.19, n.4, p.969-980, 2010.

## CAPITULO 7

# SOLVENTES ORGÂNICOS E SUAS IMPLICAÇÕES TOXICOLÓGICAS SOBRE A FLORA E FAUNA AQUÁTICAS

---

Aline Augusti Boligon  
Vanessa da Silva Corralo

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Considerando a quantidade de água na Terra, a maior parte, é salgada (97%) e está distribuída nos mares e oceanos. Apenas 3% é doce e, excluindo a água congelada dos polos, a quantidade no planeta cai para 0,6% (PENATTI & GUIMARÃES, 2011). A água subterrânea representa, em termos globais, mais de 97% da água doce do mundo que está disponível para uso humano. Nesse sentido, o Brasil é um país privilegiado pois possui 12% das reservas mundiais de água doce e apresenta a rede hidrográfica mais extensa (ANA, 2002).

As águas subterrâneas são utilizadas como fonte de abastecimento doméstico, industrial e agrícola. Países como Alemanha, Bélgica, França, Holanda, Rússia e Suíça utilizam 70 a 90% da demanda do abastecimento público pelas águas subterrâneas (REBOUÇAS et al., 1999).

Mediante esses dados, é possível perceber a importância da água subterrânea para a humanidade, porém esta problemática nem sempre recebe a devida atenção, mesmo sendo a contaminação por combustíveis derivados de petróleo uma preocupação crescente no Brasil e mais ainda nos Estados Unidos e Europa (COUTINHO & GOMES, 2016).

O processo de urbanização das cidades vem sendo acompanhado por alterações marcantes no meio natural ocasionando impactos ambientais negativos aos ecossistemas aquáticos (LUOGON et al., 2009; PINHEIRO et al., 2014). Rios, córregos, lagos e reservatórios têm sido degradados em consequência do impacto crescente das atividades humanas. Esta situação é particularmente visível em áreas de densa população humana, especialmente no meio urbano, onde cursos de água recebem uma grande quantidade de esgoto doméstico e industrial, como também sedimentos e resíduos sólidos (BUZELLI et al, 2013).

Sirigate et al. (2005) destacam que as águas superficiais raramente estão livres de contaminação, mesmo nas bacias com pouca ou nenhuma atividade humana. Os mananciais mais próximos às zonas urbanas são os mais castigados, pois permeiam um contexto crítico que desequilibra a harmonia entre o desenvolvimento e as condições que o ambiente oferece.

Além disso, a contaminação de águas naturais decorrentes da ocorrência e concentração de compostos orgânicos em áreas de disposição de resíduos tem merecido grande atenção atualmente (MALAJ et al., 2014). Substâncias químicas tóxicas e carcinogênicas podem ser frequentemente encontradas nestas áreas. As fontes desses contaminantes incluem resíduos sólidos municipais e seus produtos de degradação, resíduos perigosos depositados ilegalmente e pequena quantidade de resíduo perigoso legalmente disposto. Resíduos perigosos têm apresentado em seu conteúdo significantes quantidades de substâncias orgânicas, como pesticidas, hidrocarbonetos e solventes (BARROS et al., 2015).

## **2. SOLVENTES ORGÂNICOS**

Os solventes orgânicos são definidos como substâncias químicas orgânicas, líquidas à temperatura ambiente, que apresentam variável grau de volatilidade e lipossolubilidade. São empregados como solubilizantes, dispersante ou diluente em diferentes processos ocupacionais. Possuem variadas estruturas químicas (álcoois, hidrocarbonetos, éteres, cetonas) e podem ser empregados como substâncias puras ou na forma de misturas. Estão subdivididos em: Hidrocarbonetos alifáticos (thinners, querosene, n-hexano); aromáticos (benzeno, tolueno, xileno) ou halogenados (tricloroetileno, percloroetileno); álcoois; cetonas (metil-n-butilcetona); éteres entre outros.

Milhões de pessoas são expostas diariamente a estes solventes, seja em nível domiciliar, em atividades laborais ou até mesmo socialmente. Segundo Agência Nacional de Águas (ANA), cerca de 70% dos rios que fazem parte das bacias hidrográficas que vão do Sergipe ao Rio Grande do Sul apresentam altos índices de contaminação, principalmente por efluentes urbanos, substâncias lixiviadas de grandes lixões e agrotóxicos (ANA, 2002).

Além disso, pode-se destacar que uma importante parcela do processo de contaminação pode ser atribuída às atividades das refinarias de petróleo e seus derivados (TIBURTIUS et al., 2004).

O risco tóxico do uso de solventes orgânicos é bastante variável, em função de suas propriedades físico-químicas e de fatores diversos que podem alterar as fases de exposição, toxicocinética e toxicodinâmica dos mesmos.



São substâncias com propriedades neurotóxicas que podem atingir tanto o sistema nervoso central (SNC) quanto o sistema nervoso periférico (SNP). As agressões ao sistema nervoso são provocadas provavelmente devido às suas propriedades lipofílicas (Rosenberg, 1989). Diversos sintomas decorrentes da exposição ocupacional têm sido descritos, entre eles ansiedade, irritabilidade, fadiga, depressão, perda de concentração, perda de memória, perda de motivação, perda cognitiva, demência, alteração na regulação postural, mialgia, hipoestesia dos membros e perda visual (BAELUM; ANDERSEN; MOLHAVE, 1982; BAKER, 1994; DICK et al., 2002; GREGERSEN et al., 1984, 1987; HERPIN et al., 2009).

A contaminação dos corpos d'água por hidrocarbonetos, por exemplo, pode representar um risco para os ecossistemas aquáticos e para a saúde humana.

### **3. PRINCIPAIS SOLVENTES ORGÂNICOS**

#### **3.1 Hidrocarbonetos aromáticos**

Segundo Corseuil (1997), os hidrocarbonetos aromáticos, benzeno, tolueno, etilbenzeno e os três xilenos orto, meta e para, chamados compostos BTEX, são os constituintes da gasolina que têm maior solubilidade em água e, portanto, são os contaminantes que primeiro irão atingir o lençol freático. As espécies benzeno, tolueno e xilenos (BTXs) são frequentemente encontradas em águas subterrâneas, por causa de vazamentos em tanques de estocagem.

Os postos de combustíveis, mais concentrados nas zonas urbanas das cidades, são um importante causador da poluição dos recursos hídricos subterrâneos. A contaminação é gerada pela infiltração de contaminantes derivados de petróleo, principalmente óleo diesel e gasolina, oriundos de tanques de armazenamento de combustível (COUTINHO; GOMES, 2016).

**Benzeno:** o benzeno, um composto reconhecidamente carcinogênico ( $C_6H_6$ ), é um hidrocarboneto cíclico aromático, em condições normais de temperatura e pressão, é um líquido incolor, volátil, altamente inflamável e com aroma doce. Possui ponto de ebulição relativamente baixo ( $80,1^{\circ}C$ ) e uma elevada pressão de vapor, o que provoca a sua rápida evaporação à temperatura ambiente. É pouco solúvel em água, mas miscível como a maioria dos outros solventes orgânicos. Traços de benzeno podem resultar quando materiais ricos em carbono passam por combustão incompleta. Isto é produzido em vulcões e incêndios florestais, e é também um

componente da fumaça dos cigarros. Benzeno é o componente principal dos produtos de combustão do PVC (policloreto de vinila).

É produzido em grandes quantidades em todo o mundo, sendo que o seu uso como solvente está sendo reduzido nos países industrializados, representando atualmente menos que 2%. Ainda hoje é usado como solvente em laboratórios científicos, tintas industriais, adesivos, removedores de tinta, agentes desengraxantes, beneficiamento de borracha e couro artificial, indústrias de calçados. É componente da gasolina e assim, o vazamento de tanques em postos de gasolina constitui-se em importante fonte de contaminação do solo e das águas subterrâneas.

Dadas as características físico-químicas do benzeno no ambiente (volatilidade, apolaridade, lipofilicidade, solubilidade moderada em água, alta mobilidade no solo), este se encontra em maior parte no ar atmosférico. A maior parte do benzeno liberado no solo volatiliza ou infiltra para os corpos aquáticos, de superfície ou subterrâneos, de onde também pode migrar para o ar, retendo-se apenas uma pequena parte. Os corpos aquáticos e o solo recebem o benzeno, em grande maioria, de efluentes industriais tratados e não tratados e de vazamentos de combustíveis fósseis, sendo encontrado em lençóis freáticos e em sedimentos de rios em áreas de influência de atividades que envolvem este contaminante (ATSDR, 2007).

Em animais e plantas pode ocorrer a bioacumulação do benzeno, sendo de maior importância em vegetais. Collins e colaboradores (2000) cultivaram framboesas expostas ao benzeno e, após 40 dias, a quantidade de benzeno no fruto era superior à disponível no ar.

O benzeno predomina no ar na forma de vapor, pode ser removido do ar pelas chuvas, contaminando as águas superficiais e subterrâneas, onde é solúvel até cerca de 1000 mg/L. O benzeno do solo pode ser transportado para o ar via volatilização e para as águas superficiais pelo escoamento superficial das águas pluviais (WHO, 1993). Para a água de abastecimento público, a Organização Mundial de Saúde (OMS) estabelece um limite de 10 partes por bilhão (ppb). Nos Estados Unidos, esse limite é de 5 ppb, e na União Europeia é de 1 ppb. No Brasil, a Portaria 2914/2011 fixou um valor limite de 5 µg/L (micrograma por litro). Importante salientar que em qualquer vazamento, as concentrações destes compostos tóxicos chegam a níveis três mil vezes maiores (FERNANDES, 1997).

Sob condições aeróbias, o benzeno na água é rapidamente degradado por bactérias, a lactato ou piruvato, tendo o fenol e o catecol como intermediários. Por outro lado, em condições anaeróbias, a degradação pode levar semanas ou meses, caso não haja uma população bacteriana adaptada. Pesquisas recentes com lodo anaeróbio já adaptado mostraram que a degradação do benzeno pôde ser obtida em

menos que 15 horas em experimentos de laboratório. Na ausência de bactérias degradadoras, o benzeno pode ser persistente, mas não se tem registros da bioconcentração ou bioacumulação em organismos aquáticos ou terrestres.

A exposição humana ao benzeno deve-se principalmente à poluição atmosférica. A exposição por um longo período ao benzeno provoca diversos efeitos no organismo humano, destacando-se entre eles a mielotoxicidade, a genotoxicidade e a sua ação carcinogênica (CAMARGO, 2008).

Em ambientes externos, a principal fonte é o uso da gasolina como combustível e, em ambientes internos, a fumaça do cigarro. A ingestão pela água contribui apenas com quantidades muito pequenas. O benzeno é metabolizado principalmente no fígado, apresenta baixa toxicidade aguda sobre diversas espécies animais, com valores de  $DL_{50}$  após exposição oral, variando entre 3000 e 8100 mg/kg de peso corporal, para ratos. Os resultados de  $CL_{50}$  variam entre 15000 e 40000 mg/m<sup>3</sup>, em ratos expostos durante 4 horas. Com relação aos efeitos sobre os seres humanos, pode ser dito que o benzeno provoca diversos efeitos nocivos à saúde (WHO, 1993).

Damas et al. (2000), em seu trabalho sobre os efeitos tóxicos das marés negras sobre a fauna marinha, fizeram menção aos efeitos danosos do benzeno, tolueno e xilenos ao organismo humano e de outros seres vivos. Estes poluentes influenciam sistemas endócrinos e enzimáticos, além de que hidrocarbonetos ingeridos por organismos marinhos passam através da parede intestinal e se tornam parte da reserva lipídica. Quando hidrocarbonetos aromáticos são incorporados pela flora e fauna, ligam-se às moléculas proteicas e ao tecido gorduroso, sendo transferidos através da cadeia alimentar. Muitos seres expõem-se à contaminação por hidrocarbonetos derivados do petróleo por ingestão de cadáveres, ou de outros animais ou plantas que tenham acumulado hidrocarbonetos no seu organismo, em quantidades insuficientes para causar lesão. Isto traz sérias implicações para a pesca e a saúde pública.

Como exemplo podemos citar a transferência de petróleo do terminal São Francisco do Sul para a refinaria de Araucária. Cerca de 4 milhões de litros de petróleo atingiram os rios Barigüi e Iguaçu. Após o evento, concentrações elevadas de benzeno, tolueno, etil-benzeno, xilenos e naftaleno foram detectadas, o que provocou significativos danos à flora e fauna aquáticas e sério risco à população humana ali residente.

Fortes et al. (2007) evidenciaram a presença de hidrocarbonetos derivados de petróleo nas amostras de água analisadas e coletadas de poços de monitoramento e de poços utilizados como fontes de abastecimento na Vila Tupi, em Porto Velho.

Amostras de água coletadas de um poço artesiano de uma das residências apresentaram valores de benzeno acima dos permitidos para potabilidade.

Manzochi (2001) em um estudo realizado em Florianópolis/SC, acompanhando as atividades operacionais de em um posto de abastecimento de combustíveis, alertou que, carregado pela chuva, o material derramado pode contaminar o solo e a água, atingindo rios, lençóis freáticos e galerias pluviais. Se considerarmos o vazamento de 10 mL por dia, durante um ano, estima-se que pode haver comprometimento de 3 milhões de litros de água, sendo que a extensão da contaminação depende do vazamento e das condições do solo. Salienta ainda que a contaminação do solo e da água pode trazer graves consequências, inclusive riscos à saúde pública, principalmente em áreas urbanas.

O benzeno na água é determinado tratando-se a amostra com um gás inerte como o nitrogênio, adsorvendo-se o benzeno em carvão ativado, dessorvendo-o posteriormente. A análise propriamente dita se dá por cromatografia gasosa acoplada a espectrômetro de massa, cromatografia gasosa com detector de ionização por chama ou cromatografia gasosa com detector por foto-ionização (NARDI, 2002). Pode ser removido das águas através de processos físico-químicos como o arraste com ar ou a adsorção em carvão ativado. Pode também ser degradado biologicamente em reatores aeróbios quando as condições ambientais nestes forem favoráveis, especialmente quando sua concentração for baixa relativamente ao conteúdo global de matéria orgânica biodegradável.

**Tolueno:** tolueno é o nome usual do metil-benzeno ( $C_7H_8$ ). É um líquido incolor, volátil, com pressão de vapor de 3,82 kPa, inflamável e explosivo no ar. O produto comercial possui pequenas quantidades de benzeno. Não reage com soluções diluídas de ácidos e bases e não é corrosivo. O tolueno é derivado de frações do petróleo contendo metil-ciclo hexano desidrogenadas cataliticamente, sendo produzido em grandes quantidades em todo o mundo. É produzido tanto na forma pura (usado na produção de outras substâncias químicas, como solvente ou removedor de tintas, adesivos, tintas de impressão, produtos farmacêuticos e como aditivo de cosméticos) como componente de misturas e como aditivo da gasolina (PENATTI & GUIMARÃES, 2011). As principais fontes de liberação de tolueno para o ambiente são as emissões pelos veículos automotores e sistemas de exaustão de aeronaves, manipulação de gasolina, derramamentos e a fumaça do cigarro. A proporção entre essas fontes varia de país a país, contaminando a biosfera. A vida média do tolueno varia desde alguns dias até diversos meses.

Estudos existentes indicam que a produção e o uso do tolueno não trazem efeitos adversos significativos sobre os ecossistemas aquáticos e terrestres. Os níveis de toxicidade aguda para peixes e invertebrados aquáticos ( $CL_{50}$ ) variam de 3,7 a

1180 mg/L, sendo que a maioria dos organismos apresentam  $CL_{50}$  na faixa de 15 a 30 mg/L (FORSTER et al., 1994). A fotossíntese e a respiração dos organismos das comunidades fitoplantônicas marinhas são inibidas na faixa de 34 mg/L. Nenhum efeito adverso foi observado em estudos de exposição a longo prazo com três espécies de peixes de água doce e salgada, em concentrações na faixa de 1,4 a 7,7 mg/L. Os peixes em desova podem detectar e evitar águas contendo tolueno na faixa de 2 mg/L (WHO, 1985). Os efeitos da exposição ao tolueno são reversíveis e seus resíduos não se acumulam em peixes ou através da cadeia alimentar aquática.

Os testes de toxicidade aguda em cobaias por inalação indicam valores de  $CL_{50}$  variando entre 20.000 e 26.000 mg/m<sup>3</sup>. A  $DL_{50}$  via oral para ratos está compreendida entre 2,6 e 7,5 g/kg de peso corporal (TIBURTIUS et al., 2004).

Com relação a mutagenicidade do tolueno, a maioria dos testes apresentaram resultados negativos. O SNC é alvo primário do tolueno e outros alfenilbenzenos. Manifestações agudas podem variar desde vertigem e cefaleia até coma e óbito. Pode causar excitação ou depressão, com euforia na fase de indução, seguida de desorientação, tremores, desânimo, alucinações, convulsões e coma. Pode também causar anomalias transitórias nas atividades enzimáticas no fígado e problemas renais. Altos níveis de tolueno podem causar malformação congênita, caracterizada por microcefalia e alterações faciais semelhante à síndrome alcoólica fetal (WILKINS-HAUG, 1997).

Diversos métodos podem ser utilizados para a determinação da concentração de tolueno em águas. O tolueno exhibe espectros característicos de ultravioleta, infravermelho e massa. Os métodos analíticos incluem a espectrofotometria, envolvendo a nitração seguida de extração com cetonas, espectrofotometria, estimativa direta por meio de tubos de indicação colorimétrica e a cromatografia gasosa. Processos físico-químicos como a adsorção ou o arraste com ar podem ser empregados na remoção de hidrocarbonetos voláteis das águas. Também a degradação biológica destes compostos é possível em determinadas condições específicas.

**Xileno:** conhecido como dimetil-benzeno, é um hidrocarboneto aromático (C<sub>8</sub>H<sub>10</sub>) usado como aditivo à gasolina e é empregado como solvente, particularmente nas indústrias de fabricação de tintas para a imprensa e nos ateliês de pintura. A maior parte de xileno liberado ao meio ambiente atinge diretamente a atmosfera. Nesta, os isômeros de xileno degradam-se rapidamente, principalmente por foto-oxidação. Os três isômeros (orto-xileno, meta-xileno e para-xileno) volatilizam-se rapidamente da água para a atmosfera. Na água e no solo, os isômeros meta e para degradam-se facilmente, em uma ampla variedade de condições aeróbias e anaeróbias, porém, o isômero orto é mais persistente. Os isômeros de xileno

provocam uma toxicidade entre moderada e baixa nos organismos aquáticos (SANCHEZ-BAYO, 2006). Evidências disponíveis são limitadas, mas parecem indicar que a bioacumulação dos isômeros de xileno em peixes e invertebrados é baixa. A eliminação dos xilenos dos organismos aquáticos é bastante rápida a partir do momento em que a exposição é interrompida. Além disso, o xileno não se acumula de forma significativa no organismo humano, entretanto, a exposição aguda a altas doses de xileno pode afetar o sistema nervoso central e causar irritações nos seres humanos. Os xilenos não provocam efeitos mutagênicos ou carcinogênicos (WHO, 1997).

As concentrações basais médias de xilenos em águas superficiais geralmente são inferiores a 0,1 µg/L. Contudo, tem-se reportado valores bem superiores em zonas industriais, principalmente em zonas próximas a indústrias petrolíferas (até 30 µg/L em águas contaminadas e até 2000 µg/L nas proximidades das tubulações de descarga). Com relação às águas subterrâneas, os níveis de xilenos são semelhantes aos das águas superficiais e também se tem observado valores bem superiores atribuídos à contaminação localizada em tanques de armazenamento e tubulações subterrâneas (WHO, 1997).

A técnica de head-space (espaço gasoso livre em garrafas) acompanhada de cromatografia gasosa de coluna capilar pode ser recomendada, com limite de detecção em nível de ppb (µg/L). O limite de detecção pode ser reduzido se os xilenos forem extraídos da água através de arraste com ar e condensados em coluna refrigerada. Alternativamente, a amostra pode ser extraída com hexano ou aquecida em banho de água a 25°C durante uma hora. As alíquotas podem então ser analisadas por cromatografia gasosa com detector de foto-ionização ou espectrometria de massa. O limite de detecção é de 1 µg/L, embora em estudos mais recentes tenham-se obtidos limites de detecção inferiores. A associação de processos físico-químicos com biológicos pode ser indicada para a sua remoção de efluentes industriais.

### 3.2 Hidrocarbonetos alifáticos

**n-Hexano:** é um hidrocarboneto alifático de cadeia normal contendo seis átomos de carbono, é um líquido incolor à temperatura ambiente, de odor característico, insolúvel em água e com elevado coeficiente de partição em gordura. As principais fontes industriais de exposição incluem a industrialização da borracha, produção de pneumáticos, colas e tintas, fabricação de sapatos, indústrias de extração de óleos vegetais, indústrias farmacêuticas e de cosméticos, indústrias têxteis, de móveis, de produtos químicos, petroquímicos e em laboratórios (CARVALHO, 1990).

A principal via de absorção do n-hexano é a pulmonar, causando intoxicação aguda e crônica. É rapidamente absorvido pelo organismo através das vias gastrointestinal, pulmonar e, em menor quantidade, pela pele (COURI & MILKS, 1982). Após a absorção, o n-hexano é rapidamente distribuído pelos tecidos, em especial, fígado, rins e tecido adiposo. A exposição humana aguda ao n-hexano tem demonstrado o surgimento de tontura, mal-estar, vertigem e náusea. Esse composto atravessa facilmente a barreira placentária, o que determina no sangue fetal concentração semelhante à encontrada no sangue materno. É biotransformado através do sistema enzimático hepático (citocromo P450) tendo uma eliminação urinária (LEITE, 2008).

### 3.3 Solventes clorados voláteis

A maioria dos solventes clorados voláteis são líquidos incolores, pertencentes aos grupos dos hidrocarbonetos clorados aromáticos e alifáticos. São um grupo de contaminantes que têm sido amplamente detectados no meio ambiente nos últimos anos (JUSTIÇA-LEON et al., 2014; MORAN et al., 2007). Neste grupo podemos incluir os compostos policlorometanos, policloroetanos e policloroetilenos (KROL et al., 2003). Esses compostos possuem alta volatilidade e difícil degradação, por exemplo, o tempo de vida na atmosfera de tetracloreto de carbono e 1,1,1-tricloroetano pode chegar tão alto como 100 e 6 anos, respectivamente (ATSDR, 2005), permitindo-lhes ser transportados por longas distâncias em diferentes locais.

A maioria dos compostos orgânicos clorados são líquidos incolores com um cheiro doce à temperatura ambiente, enquanto alguns são gases (clorometano, cloroetano e cloroetileno) e sólido (hexacloroetano). Eles têm sido amplamente utilizados como solventes para os processos, tais como: desengordurante de metais e limpeza a seco, produção de produtos farmacêuticos, pesticidas, adesivos e refrigerantes, desempenhando assim um papel essencial no desenvolvimento industrial e vida das pessoas ao longo das últimas décadas (DOHERTY, 2000). Liberações involuntárias no ambiente ocorrem frequentemente durante a produção, o consumo de produtos contendo compostos orgânicos clorados e métodos impróprios de eliminação nas últimas décadas, resultou em sua ampla distribuição no ambiente (BEAMER et al., 2012; MORAN et al., 2007; SCHEUTZ et al., 2011). Outra causa de contaminação é cloração, um dos métodos prevalentes de desinfecção da água. O cloro reage com matérias orgânicas naturais em água de modo a formar grandes quantidades de desinfecção subprodutos, entre os quais, metanos clorados, como clorofórmio são os mais abundantes (HUNKELER et al., 2012; ZENG et al., 2013). Todos estes fatores assim fizeram os compostos orgânicos clorados

contaminantes no solo, no ar e qualquer tipo de meios fluviais, como águas subterrâneas, rios e lagos (KROL et al., 2003; MORAN et al., 2007; PECORAINO et al., 2008).

A exposição humana a compostos orgânicos clorados pode ocorrer por diferentes rotas, tais como a inalação de ar ambiente, a ingestão de água ou alimentos, a absorção cutânea durante o banho ou ao nadar. Impactos toxicológicos demonstram que são potenciais produtos cancerígenos a humanos. Alguns dos compostos orgânicos clorados, portanto, foram listados como poluentes prioritários em alguns países e estão sob monitoramento e controle restrito (SCHEUTZ et al., 2011).

**Metanos clorados:** Policlorometanos ou metanos clorados são um grupo de compostos análogos em que pelo menos um átomo hidrogênio do metano é substituído por cloro. A maioria são líquidos incolores voláteis com baixa solubilidade em água. Eles compartilham as propriedades comuns de alta estabilidade, elevada volatilidade, baixa inflamabilidade e de alta capacidade de solvente.

São largamente utilizados na indústria química como solventes, produtos de limpeza, agentes desengordurantes, componentes adesivos, intermediários em indústria sintética, etc (MARTIN-MARTINEZ et al., 2013). Grandes quantidades de policlorometanos são liberados no ambiente através de descargas de água ou evaporação na atmosfera (HUNKELER et al., 2012). Além de suas contribuições para o aquecimento global, esgotamento da camada de ozônio e formação de nevoeiro fotoquímico, possuem elevada toxicidade e característica cancerígena para o homem (MARTIN-MARTINEZ et al., 2013). Por isso, são classificados entre os poluentes atmosféricos mais perigosos hoje em dia (ÁLVAREZ-MONTERO et al., 2010).

**Clorofórmio:** é um líquido volátil pesado. É um solvente comum devido à sua natureza não reativa e miscível com a maioria dos solventes orgânicos (CAPPELLETTI et al., 2012). A sua utilização em produtos de consumo foi banida em 1976 nos EUA pela Food and Drug Administration (FDA) devido as suas propriedades cancerígenas (Rosenthal, 1987). Hoje em dia, o clorofórmio é utilizado principalmente como um solvente em produtos farmacêuticos na indústria e como uma importante matéria-prima para a produção de corantes, pesticidas, clorodifluorometano (CAPPELLETTI et al., 2012). Clorofórmio é emitido principalmente ao meio ambiente, como gases de escape e de águas residuais.

Estudos têm demonstrado que o clorofórmio é frequentemente encontrado tanto em terra e fontes de água de superfície. A exposição a essa substância pode resultar em carcinoma hepatocelular, depressão do SNC, náuseas, vômitos, ataxia, tontura e sonolência (SASSO et al., 2013; HUANG et al., 2014)



**Tetracloroeto de carbono:** é um líquido volátil incolor com cheiro doce único, muitas vezes encontrado na atmosfera sob a forma gasosa (ATSDR, 2005). Foi amplamente utilizado como extintor de incêndio, limpeza a seco, desengordurante, pesticidas, e como precursor de refrigerantes no passado. Além disso, foi usado como pesticida para matar insetos de grãos armazenados, mas a sua utilização foi proibida em 1970 para produtos de consumo (DOHERTY, 2000; MALAGUARNERA et al., 2012).

Devido a sua larga utilização e aos inadequados métodos de eliminação, o tetracloroeto de carbono tem sido um dos compostos orgânicos voláteis detectados mais frequentemente no ambiente (SHAO et al., 2011). O tetracloroeto de carbono causa danos hepáticos, renais, pulmonares, testiculares, cerebrais e sanguíneos (BALAHOROGLU et al., 2008; TAKEMURA et al., 2006; ANAND et al., 2011).

**Diclorometano:** também conhecido como cloroeto de metileno, é um gás incolor, volátil, líquido, com um aroma moderadamente doce. Apesar de sua má solubilidade em água, é miscível com muitos solventes orgânicos. É a principal matéria-prima para a produção de filmes de acetato de celulose, e solvente na indústria farmacêutica (ATSDR, 2000). Pesquisas mostraram que a exposição ocupacional ao diclorometano está associada a numerosos efeitos adversos sobre a reprodução, SNC, fígado e rins (OLVERA-BELLO et al., 2010).

**Tricloroetileno:** é um líquido não inflamável, incolor, com um cheiro doce e pouco solúvel em água. É utilizado principalmente em adesivos, solventes, tintas, vernizes e como desengordurante de metais na fabricação da eletrônica (BEAMER et al., 2012; WHO, 2010). Pode ser liberado para o meio ambiente como vapor durante operações de desengorduramento e consumo de produtos relacionados, através da água descarregada durante os processos de produção e de eliminação, e através de vazamentos no processo de armazenamento. É o contaminante orgânico mais frequentemente relatado nas águas subterrâneas (HUANG et al., 2014). Devido à presença no ambiente, a exposição humana ao tricloroetileno pode ocorrer por inalação, ingestão e contato dérmico (WHO, 2010) e causa efeitos adversos sobre o sistema nervoso central, sistema imune e sistema endócrino em adultos. Além disso, está associada a dificuldades de fala e audição, problemas de fígado, erupções cutâneas, doenças renais, urinárias e doenças do sangue (BEAMER et al., 2012; WARTENBERG et al., 2000).

#### **4. TOXICIDADE DOS POLUENTES ORGÂNICOS**

Atualmente, existem dados toxicológicos disponíveis sobre a toxicidade de produtos químicos para grupos específicos de organismos, os dados são correlacionados com certas características das espécies envolvidas, tais como tamanho ou tipo de mídia no caso de ambientes aquáticos. Tais dados de referência já estão disponíveis para as aves (MINEAU et al., 2001), e em alguns países existem documentos com informação específica sobre os organismos aquáticos (MAYER; ELLERSIECK, 1986). Para o público em geral, livros sobre toxicologia dos poluentes orgânicos (WALKER, 2001) descrevem em detalhe os mecanismos de toxicidade dos diferentes produtos. Existem vários testes de toxicidade para espécies individuais. Vanhaecke et al. (1981) propôs o crustáceo de água salgada, *Artemia salina* (Leach) como um organismo de teste adequado para bioensaios de toxicidade. Outros autores recomendam a *Daphnia magna* como espécie substituta para crustáceos de água doce planctônicas (Adema, 1978; Sanchez-Bayo, 2006).

#### **5. FISCALIZAÇÃO E MONITORAMENTO**

A disposição adequada dos resíduos sólidos é importante para evitar que os mesmos se transformem em fonte de contaminação ambiental e humana. No Brasil, as preocupações relacionadas ao potencial de contaminação de águas subterrâneas por derramamentos de combustíveis vêm crescendo em diversas cidades, fazendo com que muitas elaborem legislação sobre o tema, como é o caso de São Paulo, Belo Horizonte, Florianópolis e Curitiba (Forte et al., 2007).

A água subterrânea é uma fonte importante para o abastecimento da população, tanto coletivo como individual. Quando a contaminação por estes produtos acontece, o uso da água fica inviável. A Portaria 2914 do Ministério da Saúde, que trata do padrão de potabilidade da água, estabelece uma frequência de monitoramento. Existem dezenas de parâmetros que o responsável deve avaliar: alguns com frequência diária, mensal, sendo que a frequência varia de acordo com a importância que o parâmetro tem para a saúde. Não existe uma avaliação específica para hidrocarboneto. O que temos é uma avaliação da qualidade da água que vai ser utilizada para o abastecimento e dentre esses parâmetros alguns estão relacionados com a família dos hidrocarbonetos.

A tecnologia colabora para a detecção e monitoramento de vazamentos e contaminações nas águas subterrâneas. Os aparelhos *Uvilux* são instrumentos de alerta para detecção de acidentes e/ou vazamentos, permitindo às empresas de saneamento tomar as medidas necessárias no que se refere ao bombeamento de água para o abastecimento público, ao monitoramento de processos e a medições pontuais ou permanentes em campo. O equipamento *Uvilux* é destinado à detecção do contaminante hidrocarboneto (HC) em sua fase bruta (petróleo) ou refinada (combustíveis, benzeno, acetona e toda a cadeia de HC).

Quando um local apresenta o solo contaminado por qualquer tipo de hidrocarboneto, é bastante provável que a água subterrânea também tenha sido atingida. A hidrogeologia considera solo não só as partículas sólidas, mas também o fluido que está entre as partículas. Então, a água subterrânea é considerada parte do solo e, geralmente, esses contaminantes interagem intensamente com as partículas sólidas e a fase líquida. Existem vários métodos para fazer a remediação da água subterrânea, dependendo das características da hidrogeologia local. Geralmente, o método mais utilizado é o bombeamento, onde se retira a água subterrânea e realiza-se o tratamento.

## **6. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os ambientes aquáticos, assim como os solos, estão em constantes interações com as atividades humanas. Diante do fato, todo processo final de produção ou descarte de materiais obsoletados pelas sociedades, inevitavelmente, gera algum tipo de composto que entra em contato direto com a água ou com o solo e esses dois ambientes são os principais meios de difusão dos resíduos líquidos provenientes de atividades industriais ou de prestação de serviços, independentemente dos motivos pelos quais os serviços são prestados, os resíduos são gerados. Os combustíveis possuem compostos especialmente nocivos à saúde como o benzeno, tolueno e xilenos. Ao contaminar as águas, esses compostos inviabilizam fontes alternativas de abastecimento e, quando ingeridos, dependendo da concentração e tempo de exposição, podem afetar o sistema nervoso central. O benzeno, o mais tóxico dos compostos, já está associado a cânceres. Desse modo, se não forem manejados de maneira segura e tratados de forma adequada, poderão causar impactos primários e secundários negativos, que resultarão em condições reversíveis ou não, considerando, ainda, as dimensões naturais e sociais, relativas à vulnerabilidade

ambiental, de acordo com a sua concentração, em um tempo muito curto de exposição.

## 7. REFERENCIAS

- ADEMA, D. M. M. *Daphnia magna* as a test animal in acute and chronic toxicity tests. **Hydrobiologia**, v. 59, n. 2, p. 125-134, 1978.
- ÁLVAREZ-MONTERO, M. A. et al. Hydrodechlorination of chloromethanes with Pd on activated carbon catalysts for the treatment of residual gas streams. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 96, n. 1, p. 148-156, 2010.
- ANAND, K. V.; ANANDHI, R.; PAKKIYARAJ, M.; GERALDINE, P. Protective effect of chrysin on carbon tetrachloride (CCl<sub>4</sub>)-induced tissue injury in male Wistar rat. **Toxicology and Industrial Health**, v. 27, n. 10, p. 923-933, 2011.
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological profile for carbon tetrachloride**. Atlanta, Georgia: Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Service, 2005.
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological profile for methylene chloride (update)**. Atlanta, Georgia: Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, 2000.
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile For Benzene**. Atlanta, Georgia: Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, 2007.
- BAELUM, J.; ANDERSEN, I.; MOLHAVE, L. Acute and subacute symptoms among workers in the printing industry. **British Journal of Industrial Medicine**, v. 39, n.1, p. 70-75, 1982.
- BAKER, E. L. Review of recent research on health effects of occupational exposure to organic solvents. **Journal of Occupational Medicine**, v. 36, n. 10, 1994.
- BARROS, L. S. S.; CRUZ, C. R. da; SILVA, V. C. Qualidade das águas de nascentes na bacia hidrográfica do rio Paraguaçu, Cruz das Almas, Bahia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n.3, p. 668-676, 2015.
- BEAMER, P. I. et al. Concentration of trichloroethylene in breast milk and household water from Nogales, Arizona. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 16, p. 9055-9061, 2012.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 2.914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para

consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, Brasília, 14 dez. 2011, Sec. 1, p. 39.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas. **A evolução da gestão de recursos hídricos no Brasil**: edição comemorativa do Dia Mundial da Água. Brasília: ANA, 2002. 64 p.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.8, n.1, p. 186-215, 2013.

CAPPELLETTI, M. et al. Microbial degradation of chloroform. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 96, n.6, p. 1395-1409, 2012.

CARVALHO, W. A. Toxicologia do n-hexano: Aspectos toxicocinéticos e de neurotoxicidade. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 71, n. 18, p. 14-25, 1990.

COLLINS, C. D.; BELL, J. N. B.; CREWS, C. Benzene accumulation in horticultural crops. **Chemosphere**, v. 40, n. 1, p. 109-114, 2000.

CORSEUIL, H. X. **Enhanced Degradation of Monoaromatic Hydrocarbons in Sandy Aquifer Materials by Inoculation Using Biologically Active Carbon Reactors**. PhD dissertation, Ann Arbor, EUA, 1992.

COURI, D.; MILKS, M. Toxicity and metabolism of the neurotoxic hexacarbons n-hexane-2-hexanone and 2,5 hexanedione. **Annual Review of Pharmacology and Toxicology**, v. 22, n. 1, p.145- 166, 1982.

COUTINHO, R. C. P.; GOMES, C. C. Técnicas para remediação de aquíferos contaminados por vazamentos de derivados de petróleo em postos de combustíveis. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo, 2016.

DAMAS, A. et al. As marés negras e os seus efeitos tóxicos na fauna marinha (1999/2000). Universidade Técnica de Lisboa. Disponível em: <http://fmu.utl.pt/democ/sft/sem9900/g0004.pdj>. Acesso em: 01 ago. 2016.

DICK, F. et al. Is colour vision impairment associated with cognitive impairment in solvent exposed workers? **Journal of Occupational and Environmental Medicine**, v. 61, n. 1, p. 76-78, 2004.

DOHERTY, R. E. A history of the production and use of carbon tetrachloride, tetrachloroethylene, trichloroethylene and 1,1,1-trichloroethane in the United States: part 1-historical background; carbon tetrachloride and tetrachloroethylene. **Environmental Forensics**, v.1, n.2, p. 69-81, 2000.

FERNANDES, M.; CORSEUIL, H. X. Contaminação de águas subterrâneas por derramamento de gasolina: efeito cossolvência. In: 3º Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Gramado, 1996.

FERREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH-UFRGS, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

FORTES et al. Contaminação de aquífero por hidrocarbonetos: estudo de caso na Vila Tupi, Porto Velho – Rondônia. **Química Nova**, v. 30, n. 7, p. 1539-1544, 2007.

FORSTER, L. M. K.; TANNHAUSER, M.; TANNHAUSER, S. L. Toxicologia do tolueno: aspectos relacionados ao abuso. **Revista de Saúde Pública**, v. 28, n. 2, 1994.

GREGERSEN, P. et al. Neurotoxic effects of organic solvents in exposed workers: an occupational, neuropsychological and neurological investigation. **American Journal of Industrial Medicine**, v. 5, n. 201, p. 201-205, 1984.

GREGERSEN, P.; KLAUSEN, H.; ELSNAB, U. C. Chronic toxic encephalopathy in solvent-exposed painters in Denmark 1976-1980: clinical cases and social consequences after a 5 year follow up. **American Journal of Industrial Medicine**, v. 11, n. 1, p. 399-417, 1987.

HERPIN, G. et al. Effect of chronic and subchronic organic solvents exposure on balance control of workers in plant manufacturing adhesive materials. **Neurotoxicity Research**, v. 15, n.2, p. 179-186, 2009.

HUANG, B. et al. Chlorinated volatile organic compounds (Cl-VOCs) in environment - sources, potential human health impacts, and current remediation technologies. **Environment International**, v. 71, n. 1, p. 118-138, 2014.

HUNKELER, D. et al. Demonstrating a natural origin of chloroform in groundwater using stable carbon isotopes. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 11, p. 6096-60101, 2012.

JUSTICIA-LEON, S. D. et al. Bioaugmentation with distinct dehalobacter strains achieves chloroform detoxification in microcosms. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n.3, p. 1851-1858, 2014.

KROL, M. C. et al. Continuing emissions of methyl chloroform from Europe. **Nature**; v. 421, n.1, p. 131-135. 2003.

LEITE, E. Solventes orgânicos. In: OGA, S.; CAMARGO, M. M. A., BATISTUZZO, J. A. O. **Fundamentos de toxicologia**. 3<sup>a</sup> ed. São Paulo: Atheneu, 2008. p. 275-324.

LUOGON, M. S. et al. Diagnóstico ambiental da sub-bacia hidrográfica do córrego amarelo, abordando o uso e ocupação do solo e a qualidade da água. **Engenharia Ambiental**, v. 6, n. 3, p. 350-367. 2009.

MALAGUARNERA, G. et al. Toxic hepatitis in occupational exposure to solvents. **World Journal of Gastroenterology**, v. 18, n. 22, p. 2756-2766, 2012.

MALAJ, E. et al. Organic chemicals jeopardise freshwater ecosystems health on the continental scale. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 26, p. 9549-9554, 2014.

MANZOCHI, C. De olho nos postos de abastecimento. **Ciência Hoje**. v. 29, p. 40, 2001.

MARTIN-MARTINEZ, M. et al. Comparison of different precious metals in activated carbon-supported catalysts for the gas-phase hydrodechlorination of chloromethanes. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 132, n. 3, p. 256-265, 2013.

MAYER, F. L.; ELLERSIECK, M. R. **Manual of Acute Toxicity**: interpretation and database for 410 Chemicals and 66 Species of freshwater animals. U.S. Fish and Wildlife Service Resource Publication 160. Washington, 1986.

MINEAU, P. et al. Pesticide acute toxicity reference values for birds. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 170, p. 13-74, 2001.

MORAN, M.; ZOGORSKI, J. S.; SQUILLACE, P. J. Chlorinated solvents in groundwater of the United States. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 1, p. 74-81, 2007.

NARDI, I. R. **Degradação de benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX) em reator anaeróbico horizontal de leito fixo (RAHLF)**. Tese (doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2002.

OLVERA-BELLO, A. E. et al. Susceptibility to the cytogenetic effects of dichloromethane is related to the glutathione S-transferase theta phenotype. **Toxicology Letters**, v. 199, n. 3, p. 218-224, 2010.

PECORAINO, G. et al. Distribution of volatile organic compounds in Sicilian ground waters analysed by head space-solid phase micro extraction coupled with gas chromatography mass spectrometry (SPME/GC/MS). **Water Research**, v. 42, n. 14, p. 3563-3577, 2008.

PENATTI, F. E.; GUIMARÃES, S. T. L. Evaluation of the risks and environmental problems caused by the incorrect disposal of residues from laboratories. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 15, n. 1, p. 43-52, 2011.

PINHEIRO, A. et al. Qualidade das Águas de uma Bacia Protegida por Floresta Ombrófila Densa. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n.1, 101-117, 2014.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil, capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escritura Editora, 1999. 717 p.

- ROSENBERG, N. Nervous system effects of toluene and other organic solvents. **Western Journal of Medicine**, v. 150, n. 05, p. 571-572, 1989.
- ROSENTHAL, S. L. A review of the mutagenicity of chloroform. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 10, p. 211-226, 1987.
- SANCHEZ-BAYO, F. Comparative acute toxicity of organic pollutants and reference values for crustaceans. I. Branchiopoda, Copepoda and Ostracoda. **Environmental Pollution**, v. 139, n. 3, p. 385-420, 2006.
- SASSO, A. F. et al. Application of an updated physiologically based pharmacokinetic model for chloroform to evaluate CYP2E1-mediated renal toxicity in rats and mice. **Toxicological Sciences**, v. 131, n. 2, p. 360-374, 2013.
- SIRIGATE, P. et al. **Gestão da qualidade ambiental da água de mananciais de abastecimento público como estratégia de redução de custos**. In: XXV Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Porto Alegre, 2005.
- SCHEUTZ, C. et al. Natural and enhanced anaerobic degradation of 1,1,1-trichloroethane and its degradation products in the subsurface - a critical review. **Water Research**, v. 45, n.9, p. 2701-2723, 2011.
- SHAO, M. et al. Estimate of anthropogenic halocarbon emission based on measured ratio relative to CO in the Pearl River Delta region, China. **Atmospheric Chemistry Physics**, v. 11, p. 5011-5025, 2011.
- TAKEMURA, S. et al. S-allyl cysteine attenuated CCl<sub>4</sub>-induced oxidative stress and pulmonary fibrosis in rats. **BioFactors**, v. 26, n. 1, p. 81-92, 2006.
- TIBURTIUS, E. R. L.; ZAMORA, P. P.; LEAL, E. S. Contaminação de águas por BTXs e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 441-446, 2004.
- VANHAECKE, P. et al. Proposal for a short term toxicity test with *Artemia nauplii*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 5, n. 3, p. 382-387, 1981.
- WALKER, C.H. The use of biomarkers to measure the interactive effects of chemicals. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 40, n. 1-2, p. 65-70, 1998.
- WALKER, C. H. **Organic Pollutants: an ecotoxicological perspective**. Second edition. New York: CRC Press Book, 1936. 408 p.
- WALKER, C.H. et al. **Principles of Ecotoxicology**. Fourth edition. New York: CRC Press Book, 2012. 353p.
- WALKER, C. H.; LIVINGSTONE, D. R. **Persistent Pollutants in Marine Ecosystems**. Oxford: Pergamon, 1992.
- WARTENBERG, D.; REYNER, D.; SCOTT, C. S. Trichloroethylene and cancer: epidemiologic evidence. **Environmental Health Perspectives**, v. 108, n.2, p. 161-176, 2000.



WILKINS-HAUG, L. Teratogen update: toluene. **Teratology**, v. 55, n. 2, p.145-51, 1997.

WHO - World Health Organization. **WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants**. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe; 2010.

Disponível em: [http://www.euro.who.int/data/assets/pdf\\_file/0009/128169/e94535.pdf](http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf). Acesso em: 01 ago. 2016.

WHO - World Health Organization. **Environmental Health Criteria 150 – Benzene**. International Programme on Chemical Safety, Geneva, 1993. Disponível em: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc150.htm>. Acesso em: 20 jul. 2016.

WHO - World Health Organization. **Environmental Health Criteria 190 – Xylenes**. International Programme on Chemical Safety, Geneva, 1997. Disponível em: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc190.htm>. Acesso em: 01 ago. 2016.

WHO - World Health Organization. **Environmental Health Criteria 52 –Toluene**. International Programme on Chemical Safety, Geneva, 1985. Disponível em: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc52.htm>. Acesso em: 27 jul. 2016.

ZENG, Q. et al. Baseline blood trihalomethanes, semen parameters and serum total testosterone: a cross-sectional study in China. **Environment International**, v. 54, p. 134-140, 2013.

## CAPITULO 8

# CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL POR MEDICAMENTOS

---

Jonathaline Apollo Duarte  
Luciane Dias Quintana  
Marcus Vinícius Morini Querol  
Michel Mansur Machado  
Luís Flávio Souza de Oliveira

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A agência nacional de vigilância sanitária (ANVISA) define medicamentos como produtos especiais elaborados, os quais apresentam como finalidade diagnosticar, prevenir, curar doenças ou aliviar seus sintomas, com rigoroso controle técnico de produção, atendendo, assim, as exigências determinadas pela mesma (ANVISA, 2010).

O consumo de medicamentos no Brasil é bastante expressivo (FALQUETO & KLIGERMAN, 2013), devido a cultura de automedicação e a fácil aquisição destes, fato esse que corrobora com o acúmulo de medicamentos nas residências (PINTO et al., 2014). Entretanto, essa prática gera consequências, como por exemplo, risco à saúde no caso de ingestão acidental ou não acidental e, além disso, seu descarte impróprio, como o ato de desprezar medicamentos vencidos no lixo comum, no vaso sanitário ou na pia (TESSEROLLI et al., 2013).

O descarte inapto tanto de medicamentos vencidos quanto os em desuso provocam um grande impacto à saúde pública, assim como ao meio ambiente (CHAVES et al., 2015), uma vez que existe uma estimativa de que cerca de 20% deste seja lançado na rede de esgotamento sanitário ou no lixo doméstico (FALQUETO & KLIGERMAN, 2013), tornando-os como principais rotas pelas quais estes resíduos chegam ao meio aquático (MEDEIROS et al., 2014).

De fato, dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008), revelam que apenas 52,2% dos municípios brasileiros possuem serviço de coleta de esgoto e 33,5% dos domicílios são atendidos por rede geral de esgotos, o que favorece a contaminação de uma ampla variedade de matrizes ambientais, principalmente em ecossistemas aquáticos, sendo que esses se apresentam em concentrações variadas de traços a partes por bilhão (MEDEIROS et al., 2014).

Por apresentarem propriedades químicas persistentes, alto potencial para bioacumulação e baixa biodegradabilidade, os fármacos acabam não sendo

removidos pelos tratamentos de água convencionais. Por essa razão, não existem métodos sanitários eficazes que retirem por completo da água, mesmo em redes de esgoto tratadas (PINTO et al., 2014). Assim, os medicamentos são causadores de alterações diretas e indiretas no ecossistema, tais como os antibióticos que, quando descartados incorretamente, proporcionam o surgimento de resistência bacteriana; já os hormônios, que são utilizados na reposição ou presentes em anticoncepcionais, podem afetar o sistema reprodutor de organismos aquáticos, como no caso da ocorrência de feminização de peixes machos (PINTO et al., 2014). Outra classe bastante consumida pela população são os complexos vitamínicos, que corroboram para o acúmulo de metais pesados no solo e na água por conterem em sua composição metais como Fe, Cr, Mn e Zn.

Embora não existam leis específicas para o descarte de medicamentos no Brasil, a resolução RDC nº 306 de 2004 dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde quanto a separação, acondicionamento e coleta de acordo com sua classificação. Adicionalmente, se dispõe da Lei 12.305 de 2010, a qual institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos referente à disposição final para resíduos sólidos, incluindo os perigosos (OLIVEIRA et al., 2015), além de práticas nacionais que foram criadas para o recolhimento desses produtos, coletando-os e descartando-os da maneira adequada e eficaz, realizando tratamento e, por fim, uma destinação ambientalmente correta (CHAVES et al., 2015).

## **2. ANTIBACTERIANOS**

Antibacterianos são denominados compostos químicos, empregado para o tratamento de doenças causadas por bactérias em humanos e animais (MANZETTI & GHISI, 2014). Acredita-se que, em 1928, Alexander Fleming tenha descoberto os antimicrobianos quase que por acaso, através da observação de um halo de inibição de crescimento bacteriano em uma placa de cultura de *Staphylococcus aureus* contaminação pelo fungo *Penicillium notatum*. Dessa forma, nascia a ideia de que o fungo seria capaz de produzir uma substância inibitória para o crescimento bacteriano. Posteriormente, ao ser extraída e purificada, foi denominada penicilina, a qual foi produzida em grande escala pelo governo Britânico em 1941, passando a ser amplamente utilizada para tratamentos de infecções na II Guerra Mundial (LEVIN et al., 2014).

Nos últimos anos, os antibióticos vêm sendo empregados na terapêutica humana e animal (GONZÁLEZ-PLEITER et al., 2013). Porém, os descartes inadequados e usos indiscriminados pela população têm representando uma boa parcela de resíduos presentes nos ecossistemas. Além disso, o emprego de antibióticos na veterinária, vem sendo apontado como um dos fatores de contaminação ambiental, pelo fato de que alguns antibióticos quando administrados não são completamente metabolizados no organismo animal e, assim, são eliminados na urina e nas fezes, tanto na forma do composto original ou já parcialmente metabolizados (REGITANO & LEAL, 2010), acumulando-se no solo e em ambientes aquáticos (SCHNEIDER et al., 2009).

O acúmulo dessa classe medicamentosa no meio ambiente vem trazendo preocupação adicional, uma vez que muitos desses medicamentos são capazes de permanecer por bom tempo no ambiente (MANZETTI & GHISI, 2014). Esse tempo estendido no ambiente corrobora, segundo a literatura, com o aumento da população de microrganismos resistentes (SCHNEIDER et al., 2009).

Assim, em 2011, o Brasil adotou medidas legais para o controle de comercialização de antibacterianos tanto para o uso humano quanto para animais, através da RDC N° 20/2011, que buscou o uso racional de medicamentos e uma maior orientação ao paciente e, com isso, minimizar os casos de resistências bacterianas (BRASIL, 2011). Dessa forma, fica evidente a necessidade de descartes adequados e corretos de antibacterianos, a fim de evitar contaminação ambiental e problemas futuros de resistência bacteriana.

## 2.1 Classes dos antibacterianos

Os antibacterianos são divididos em classes, e essas são definidas de acordo com o seu mecanismo de ação. De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), os antibacterianos podem ser classificados em  $\beta$ -lactâmicos, quinolonas, glicopeptídeos, oxazolidínicos, aminoglicosídeos, lincosaminas, nitroimidazólicos, clorofenicol, estreptograminas, sulfonamidas, tetraciclina e macrolídios. A ANVISA orienta sobre os mecanismos de ação desses (Tabela 1), e, além disso, ressalta que muitos desses, inclusive os novos, já apresentam resistência, o que pode estar envolvido com sua presença no meio ambiente.

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

**Tabela 1.** As classes terapêuticas dos antibacterianos e seus mecanismos de ação e resistências já relatadas na literatura.

<i>Classes Terapêuticas</i>	<i>Mecanismo de Resistência</i>	<i>Mecanismo de Ação</i>	<i>Referência</i>
<i><math>\beta</math>- lactâmicos</i>	Capacidade de produção de $\beta$ -lactamases, além de modificações estruturais nas proteínas ligadoras de penicilina e também a ocorrência da diminuição da permeabilidade bacteriana ao antimicrobiano, o que pode estar ligada a mutações e modificações nas porinas.	Interfere na síntese do peptidoglicano, o qual é responsável pela integridade da parede bacteriana.	ANVISA, 2007
<i>Tetraciclina</i>	A diminuição do acúmulo do fármaco no interior da célula bacteriana.	Inibição da síntese protéica pela ligação reversível à porção 30S do ribossomo, bloqueando a ligação do RNA transportador.	ANVISA, 2007
<i>Glicopeptídeos</i>	Alterações genéticas na bactéria adaptativas metabolicamente.	Inibição da síntese da parede celular, pela inibição da síntese do peptidoglicano, além de promoverem a alteração da permeabilidade da membrana citoplasmática, além de interferir na síntese de RNA.	ANVISA, 2007
<i>Oxazolidinicos</i>	Acredita-se que está relacionado com mutação no gene 23SrRNA	Age inibindo a síntese protéica	ANVISA, 2007
<i>Lincosaminas</i>	A resistência é dada por alterações no sítio do receptor do ribossomo, outra forma é por alterações em plasmídeos, no RNA 23S da subunidade 50S.	Ligam-se à subunidade 50S dos ribossomos, inibindo, assim, a síntese protéica.	ANVISA, 2007
<i>Macrolídios</i>	Inibições da permeabilidade da célula ao antimicrobiano, alteração no sítio do receptor da porção 50S do ribossomo e inativação enzimática contribuem para resistência bacteriana.	Age pela ligação em receptores localizados na porção 50S do ribossomo, interferindo nas reações de transpeptidação e translocação, atuando, assim, como um inibidor da síntese protéica dependente de RNA.	ANVISA, 2007
<i>Nitroimidazólicos</i>	Não há relatos na literatura até o momento.	Após permear a bactéria, o grupo nitro do fármaco atua como receptor de elétrons, levando à liberação de compostos tóxicos e radicais livres frente ao DNA.	ANVISA, 2007
<i>Clorofenicol</i>	A resistência está associada a plasmídeos ou alterações de permeabilidade ao fármaco. Mas acredita-se que a resistência também possa estar relacionada com a produção da enzima acetiltransferase ou nitrorredutase, que conseguem inativar o fármaco.	Atua ligando-se à subunidade 50S do ribossomo, interferindo na síntese protéica da bactéria.	ANVISA, 2007
<i>Estreptograminas</i>	Principalmente por plasmídios, e também por mecanismo enzimático (à bomba de efluxo)	Age através da inibição da síntese protéica bacteriana (ligam-se a vários sítios da fração 50S dos ribossomos)	ANVISA, 2007

<i>Sulfonamidas</i>	Mutação no microorganismo pode levar à produção exacerbada de ácido p-aminobenzoico ou à síntese de diidropteróico sintetase.	Atuam por mecanismo competitivo, inibindo o metabolismo do ácido fólico.	ANVISA, 2007
<i>Aminoglicoside</i>	A resistência pode ocorrer por alteração nos sítios de ligação no ribossomo, problemas na permeabilidade do fármaco e também por modificação enzimática.	Atua pela ligação à fração 30S dos ribossomos, inibindo a síntese protéica ou produzindo proteínas defeituosas.	ANVISA, 2007
<i>Quinolonas</i>	Pode ocorrer por alteração na enzima DNA girase ou até mesmo por alteração da permeabilidade do fármaco pela membrana da bactéria.	Inibição da atividade da DNA girase ou da Topoisomerase II, sendo essa enzima essencial para a sobrevivência bacteriana.	ANVISA, 2007

## 2.2 Efeitos da presença de antibiótico no ambiente

Atualmente, o mundo acadêmico tem se voltado para a investigação de substâncias farmacológicas presentes no meio ambiente e seus efeitos frente aos ecossistemas, buscando avaliar amostras de água (superficiais ou subterrâneas) e de solo. Esses estudos são realizados com maior frequência em países desenvolvidos, como, por exemplo, em países da União Européia, Japão e China.

A China, sendo um dos maiores fornecedores e consumidores de antibióticos, consome por ano em média 25.000 toneladas de antibióticos. Por esse motivo, em 2012, pesquisadores chineses realizaram análise de águas costeiras e dos principais rios que descarregam para o mar, de modo especial a Bahia de Laizhou, que é uma das regiões mais poluídas da China. Para isso, foram investigados treze antibacterianos, a saber: norfloxacin, ofloxacin, ciprofloxacina, enoxacin, enrofloxacin, eritromicina, azitromicina, claritromicina, roxitromicina, sulfadiazina, sulfametoxazol, sulfametazina e trimetoprim. Neste estudo, foi constatado que todos os antibacterianos pesquisados foram detectados em concentrações acima das permitidas, sendo a enoxacin, norfloxacin, ciprofloxacina, trimetoprim, sulfametoxazol, eritromicina, roxitromicin os de maior evidência (ZANG et al., 2012).

Nesse contexto, pesquisadores de Pequim realizaram levantamento de dados na literatura a fim de realizar um estudo de perfil de contaminação das águas subterrâneas e superficiais com a finalidade de identificar registros de contaminação por fármacos em suas águas (BU et al., 2013). Durante os estudos foi constatado a presença de diversos fármacos, entre eles os pertencentes às classes das sulfonamidas (Sulfametoxazol), dos macrolídeos (Eritromicina e Roxidromicina), entre outros medicamentos como diversos anti-inflamatórios.

Paralelamente, González-Pleiter et al. (2013), na Espanha, buscaram investigar a toxicidade de cinco antibacterianos (amoxicilina, eritromicina, norfloxacin e levofloxacin), avaliando os efeitos isolados e as suas associações para os organismos aquáticos fotossintéticos. No final do estudo foi observado um aumento da sensibilidade nos organismos testados frente a um grande sinergismo entre as associações. E, dentre as combinações, a combinação entre a tetraciclina e a eritromicina foi a que representou maior risco ecológico para os ambientes aquáticos estudados.

Na Grécia, pesquisadores constataram a presença de diversos medicamentos na água e, dentre eles, mais uma vez as sulfonamidas (trimetoprim e sulfametoxazol) foram evidenciadas como um dos compostos mais abundantes nos seus afluentes e efluentes, demonstrando, assim, que os métodos de tratamento não são eficientes e, em longo prazo,

podem conduzir à deflagração de efeitos danosos ao meio ambiente e à população (KOSMA et al., 2014).

Como se pode observar, a comunidade científica global tem se sentido provocada para pesquisar e monitorar o meio ambiente, em especial corpos d'água, onde os antimicrobianos e seus metabólitos podem bioacumularem e contaminar alimentos, suprimentos de consumo, águas superficiais e águas subterrâneas, que até algum tempo atrás se acreditava que fossem impermeáveis à contaminação (KOSMA et al., 2014).

### 3. ANTIFÚNGICOS

Fungos são microrganismos eucariotos, os quais podem ser classificados como bolores (fungos filamentosos) e leveduras (PIGATTO et al., 2009), que se encontram presentes no meio ambiente, em vegetais, ar atmosférico, solo e até mesmo na água (ANVISA, 2011). As leveduras são fungos capazes de colonizar o homem e animais e, quando à perda do equilíbrio parasita-hospedeiro, podem causar diversos quadros infecciosos com formas clínicas localizadas ou disseminadas (ANVISA, 2014).

Já os fungos filamentosos, durante o processo de decomposição dos alimentos, acabam produzindo metabólitos secundários, os quais são denominados como micotoxinas, estimando-se a existência de aproximadamente 300 substâncias consideradas como micotoxinas, fato que as tornam um problema de saúde pública devido aos efeitos tóxicos nos organismos (PEREIRA, 2012). Assim, as micotoxinas vêm provocando uma grande preocupação no meio acadêmico, pelo fato de que essas estão envolvidas na promoção de diversas doenças, síndromes clínicas e, em alguns casos, provocam a formação de tumores (PEREIRA & SANTOS, 2011).

No ano de 2013, pesquisas apontavam uma estimativa de que, existiam em torno de 72.000 espécies de fungos descritas na literatura e que, dessas, em média, 300 seriam já conhecidas como patógenos para humanos e animais, sendo considerado um dos pontos críticos a existência de um número restrito de classes de antifúngicos disponíveis no mercado, outro ponto crítico é o aumento significativo de resistências e/ou multirresistências a esses (LOBO et al., 2013).

São consideradas multirresistências a existência da insensibilidade ou até mesmo a resistência de um microorganismo frente aos medicamentos antimicrobianos administrados, como por exemplo, os antifúngicos (TANWAR et al., 2014). Um exemplo de resistência crescente aos antifúngicos, bastante descrito na literatura, são as espécies de *Candida spp.*, inclusive, com possíveis mecanismos moleculares já evidenciados, podendo essas ser de caráter primário, a qual é dada pela presença de baixas concentrações do fármaco nos tecidos e no sangue (o que pode estar relacionado à interação farmacológicas ou ao quadro clínico do paciente) ou pode ser do caráter secundário, cujas cepas resistentes foram originadas em razão do prévio contato com o antifúngico (exposição inapropriada das cepas ao antifúngico) (DERMITTO et al., 2012).

Apesar disso, os antifúngicos não tiveram a sua comercialização restrita juntamente com os antibióticos pela ANVISA em 2011. Assim, esses continuam sendo usados de maneira inapropriada e inconsequente, contribuindo direta e indiretamente com as resistências, demonstrando, dessa forma, a necessidade de um maior controle desses medicamentos, além de orientações corretas quanto ao uso e descarte.

Tomando todos esses pressupostos em conjunto, fica evidente que o descarte inapropriado desses medicamentos também pode contribuir para o surgimento de cepas

resistentes, sendo esses caracterizados como micropoluentes resistentes. Este cenário, por sua vez, cria um sério problema de saúde pública, que poderia ser minimizado com a correta destinação de resíduos.

## 4. HORMÔNIOS

A cada ano que passa, inúmeros compostos são produzidos pela indústria farmacêutica. No entanto, das milhares de substâncias orgânicas e inorgânicas produzidas, raras são monitoradas ou regulamentadas, com relação ao tempo de vida e eventuais efeitos quando lançadas no ambiente de forma inadequada. Assim, a presença de micropoluentes medicamentosos se torna cada vez mais constante em corpos d'água, podendo, dessa forma, causar danos à saúde humana e de animais, incluindo o sistema endócrino (SANTOS et al., 2016; MARTINI et al., 2015).

O sistema endócrino é composto por diferentes órgãos e tem por característica principal a produção e secreção direta de hormônios na corrente sanguínea, que atingem órgãos-alvo, promovendo ou contribuindo no controle da função de um determinado órgão (HARZER et al., 2015).

Entre as substâncias capazes de exercer efeitos no sistema endócrino, encontram-se os desreguladores endócrinos, os quais exercem seus efeitos em concentrações na ordem de micrograma por litro ( $\mu\text{g/L}$ ). Esta condição favorece a inferência desses compostos sobre organismos humanos e animais, mesmo após o tratamento de água convencional, pois os resíduos que ainda persistem, estão em concentrações capazes de exercer efeito biológico (MARTINI et al., 2015).

São definidos como desreguladores endócrinos as substâncias exógenas que apresentam a capacidade de causar efeitos indesejáveis à saúde por desbalancear a ação de um ou mais hormônios. Não obstante, essas mesmas substâncias, uma vez presentes em corpos d'água podem interferir no sistema endócrino de organismos aquáticos (HARZER, 2015; VERBINNEN & NUNES, 2010).

Os estrogênios naturais e contraceptivos são substâncias pertencentes a esse grupo, e há relatos na literatura que demonstram que os sistemas reprodutivos de certos organismos terrestres e aquáticos são afetados por esses esteroides, promovendo, assim, o desenvolvimento de anormalidades e deterioração reprodutiva nos organismos expostos (BILA & DEZOTTI, 2003).

A presença de estrogênio na água pode estar relacionada ao uso de contraceptivos, sendo que, de acordo com dados da Pesquisa Nacional de Demografia e Saúde da Criança e da Mulher (PNDS), só em 2006, estimava-se que aproximadamente 27,4% das mulheres na faixa etária de 15 a 44 anos realizavam o uso de apresentações farmacêuticas hormonais como método contraceptivo, demonstrando, assim, o elevado consumo desta classe medicamentosa pela população brasileira feminina. Os estrogênios utilizados como contraceptivos podem ser naturais, como a estrona, estriol e o 17  $\beta$ -estradiol; ou sintético, como o 17  $\alpha$ -etinilestradiol (COLAÇO et al., 2014).

### 4.1 Efeitos dos Estrogênios no Meio Aquático

Os tratamentos de água e esgoto sanitário convencionais não são eficazes para a remoção completa dos estrogênios presentes, propiciando a permanência dos mesmos no



meio aquático (PONTELLI et al., 2016). Dessa forma, pesquisadores tem se detido em buscar métodos eficientes de purificação, controle e avaliação dos riscos envolvidos para os ecossistemas.

Para tanto, é necessário saber os limites de quantificação e de detecção desses. Daniel e Lima (2014) apresentam um estudo utilizando a metodologia por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE), que vem de encontro dessa necessidade, onde apresentam faixas de detecção para alguns hormônios com função contraceptiva. Nele, utilizando como matriz a água, apresentam a faixa de quantificação e detecção, respectivamente, de  $5,25 \mu\text{gL}^{-1}$  a de  $1,57 \mu\text{gL}^{-1}$  para a estrona;  $7,75 \mu\text{gL}^{-1}$  e  $2,32 \mu\text{gL}^{-1}$  para o estradiol;  $5,41 \mu\text{gL}^{-1}$  e de  $1,62 \mu\text{gL}^{-1}$  para o  $17 \beta$ -estradiol; e  $3,75 \mu\text{gL}^{-1}$  e  $1,12 \mu\text{gL}^{-1}$  para o  $17 \alpha$ -etinilestradiol.

Já é descrito na literatura que o  $17 \beta$ -estradiol, em concentrações de  $10 \text{ngL}^{-1}$  na água, pode induzir hermafroditismo em peixes (MARTINI, 2015), enquanto que os naturais estrona e estriol, nas concentrações de  $1 \text{ngL}^{-1}$ , estão associados aos efeitos de desregulação endócrina (VERBINNEN et al., 2010).

Santos et al. (2016), analisaram os efeitos toxicológicos de diversos contraceptivos orais em peixes machos *Betta splendens*, em concentrações de  $10 \text{ngL}^{-1}$  e constataram uma redução dos comportamentos ativos e agressivos em todos os grupos tratados, além de comportamentos atípicos (natação errática). Esses efeitos foram mais evidentes nos animais do grupo exposto ao  $17 \beta$ -estradiol, que, dos hormônios ensaiados, foi o que pareceu manter a agressividade dos machos testados.

Pesquisas demonstraram que a presença do  $17 \alpha$ -etinilestradiol em ambientes aquáticos promove a feminização de peixes machos, que fora atribuída à produção de vitelogenina, a qual, em condições normais, não é produzida por peixes machos, somente pelas fêmeas (MARTINI et al., 2015).

Harzer et al. (2014), analisaram os efeitos crônicos da exposição dos hormônios estriol e estrona frente a peixes *Rhamdia quelen*, onde verificaram que esses esteroides promovem são responsáveis por alterações significativas de aumento de biomarcadores de lesão hepática, a saber: ALT, AST e ALP, indicando, claramente, diferentes graus de lesão no hepatócito, condizente com o nível de exposição e absorção desses hormônios.

Assim, fica evidente que os compostos estrógenos causam danos aos organismos aquáticos, pelo menos em peixes, que são os animais experimentais mais utilizados para esse tipo de estudo. Contudo, ainda há muito a ser estudado nessa área, são necessários estudos complementares para traçar um perfil e grau de contaminação por esses micropoluentes.

## 5. SUPLEMENTOS VITAMÍNICOS E MINERAIS

As mudanças no estilo de vida promoveram alterações no padrão alimentar da população, transformando, assim, os suplementos vitamínicos e alimentos enriquecidos em veículos práticos de fonte de obtenção de vitaminas para a população (ABE-MATSUMOTO et al., 2015). Tanto que a ingestão dessas formulações tem aumentado significativamente nas últimas décadas (KRAWCZYK, 2014).

Em 2008 a categorias de produtos que mais tiveram crescimento no mercado brasileiro foram as vitaminas e minerais (CARVALHO et al., 2008). Por serem relacionados a uma grande variedade de fins terapêuticos (ABE-MATSUMOTO et al., 2015) esse tipo de medicamento/suplemento ganhou espaço no mercado, que vem acompanhado de forma diretamente proporcional aos grandes investimentos de publicidade veiculada nos meios de comunicação (CARVALHO et al., 2008), que estimulam o seu consumo visando a pretença

cura e ou prevenção a diferentes males, como o retardamento do envelhecimento, a capacidade de combate ao estresse, a melhora do quadro geral de saúde de seus consumidores (ABE-MATSUMOTO et al., 2015).

Embora algumas das vitaminas sejam substâncias conhecidas por sua atividade antioxidante, estudos têm revelado, principalmente em testes *in vitro*, que a ação desses compostos pode estar relacionada tanto à ação antioxidante quanto à pró-oxidante, parecendo ser dependente da concentração administrada (TOLEDO et al., 2013). Este achado coloca em cheque seu consumo nos moldes que vem sendo observado até os dias de hoje.

Os suplementos vitamínicos foram regulamentados pela ANVISA em 1998, a qual determina que esses devam ser usados para complementar à dieta diária de uma pessoa saudável, em situações onde a ingestão diária desses nutrientes através da alimentação não é suficiente ou quando a dieta requer suplementação (Brasil, 1998).

Entretanto, esses são divididos em duas categorias, onde uma corresponde aos suplementos vitamínicos e/ou minerais (contém de 25% a 100% da Ingestão Diária Recomendada) e a outra aos medicamentos à base de vitaminas e minerais (esquemas posológicos diários representa mais que 100% da Ingestão Diária Recomendada). Portanto, a diferença dentre eles está nos níveis de micronutrientes ofertados na dosagem diária recomendada (ABE-MATSUMOTO et al., 2015).

As preparações farmacêuticas de suplementos e vitaminas, por regulamentação da ANVISA, devem restringir sua composição ao que se refere a esse fim. Contudo, é observado em alguns casos que produtos multivitamínicos apresentam concentrações elevadas de metais, tais como o Pb e o As, que são metais pesados considerados tóxicos (KRAWCZYK, 2014) e sem função fisiológica em organismo humano e animal estabelecida até hoje.

Os suplementos vitamínicos, com muita frequência, trazem em suas formulações a presença de minerais como Al, Fe, Mg, Mn, Cu entre outros elementos. Não obstante, esses minerais são, na verdade, metais pesados. Alguns deles, como Fe, Mg e Cu possuem fazem parte da constituição de grupamento prostético de algumas proteínas e enzimas, contudo, suas concentrações corporais tendem a ser diminutas. Por outro lado, o Al e o Mn não fazem parte da fisiologia corporal. Independentemente, o risco ou nível de toxicidade frente a esses metais vem de encontro com o grau de exposição e o tempo relacionado à mesma. Sendo assim, a suplementação que sustenta em sua formulação esses metais corrobora com riscos de toxicidade, uma vez que os metais necessários ao funcionamento corporal estão presentes em diversos tipos de alimentos. Dessa forma, a suplementação responsável é necessária quando em casos específicos de evidente prejuízo relacionado à ingestão dos mesmos.

Ademais, da mesma forma que outras preparações, quando ocorre o descarte pelo uso descontinuado de forma inapropriada, esses metais acabam se acumulando no solo e na água, que somados a outras tantas fontes, aumentam a probabilidade de um ambiente contaminado.

## 5.1 Vitaminas no Ambiente Aquático

Durante o período reprodutivo, os peixes necessitam de muita energia para dar conta dos processos metabólicos que são envolvidos nessa fase cíclica de vida, sem contar que estão sujeitos às influências de estresse externas, como mudanças na qualidade da água, variações de temperatura e pH. Sendo assim, é consenso que se faz necessário uma

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

suplementação adequada, a fim de garantir a sobrevivência e o seu desenvolvimento reprodutivo (NAVARRO et al., 2012).

Os nutrientes que fazem parte dessas suplementações devem ser administrados nas proporções corretas, com a finalidade de suprir as necessidades fisiológicas dos animais, onde se prospecta uma dieta composta por lipídios, carboidratos, proteínas, vitaminas e minerais, sendo as vitaminas responsáveis por uma pequena fração, embora essas estejam envolvidas em todos os processos metabólicos vitais (JUNIOR et al., 2015).

Na aquicultura, estudos vêm demonstrando que o emprego de vitaminas e minerais auxiliam na redução de estresse oxidativos, o qual pode ser promovido durante o transporte dos peixes (DINIZ, 2012). É definido como estresse oxidativo, a perda da homeostasia entre a produção de antioxidantes e a geração de radicais livres, a qual é caracterizada pelo aumento da produção de espécies reativas e a deficiência de moléculas com função antioxidante (AGUIAR et al., 2014).

As vitaminas empregadas na aquicultura com propósito de suplemento antioxidante são as vitaminas A, C e D. A vitamina C (ácido ascórbico), que em concentrações adequadas tem apresentado respostas antioxidantes positivas também tem demonstrado atuar positiva e diretamente sobre o desenvolvimento dos peixes (LIMA & BARBOSA, 2016).

De acordo com Furaya (2013), a vitamina A apresenta uma grande importância para o desenvolvimento de tilápia do Nilo, de modo que a sua ausência na dieta resulta nos mais diferenciados efeitos, que vão desde alterações hematológicas, como neutropenia, e mesmo o aumento da taxa de mortalidade entre a população não suplementada. Sua recomendação suplementar é sugerida na ordem de 4.704 UI/kg, buscando o propósito de manter a salubridade.

Já vitamina D é encontrada em grande quantidade em peixes (fígado e tecido adiposo). Embora os peixes não apresentem capacidade de biossintetizar vitamina D, que é funcionalmente importante para seu desenvolvimento, é requerida sua suplementação na ordem de 2,4 UI/kg na dieta de peixes juvenis (truta arco-íris), garantindo, assim, o desenvolvimento esperado dos mesmos (JUNIOR et al., 2015).

## **6. ANTIINFLAMATÓRIOS**

A automedicação é uma prática bastante comum no Brasil, de modo que em torno de 35% dos medicamentos comprados em farmácias e drogarias são frutos da automedicação (IURAS et al., 2016). Assim, essa pode ser considerada como um mecanismo de não adesão às orientações médicas (ABRAHÃO et al., 2013). O uso irracional de medicamentos é considerado um dos grandes fatores de contribuição de descarte inadequado de medicamento, uma vez que a nossa legislação não responsabiliza as farmácias quanto ao recebimento de medicamentos vencidos pelo paciente. Essa situação acaba por propiciar a prática de descarte irregular ou irresponsável, ou seja, com destinação em lixo comum, o que corrobora à contaminação aos ecossistemas (TESSARO et al., 2013).

Entre as classes de medicamentos encontrados na água, a literatura traz a presença dos anti-inflamatórios não esteroidais como contaminantes, o que pode estar relacionado com a automedicação, uma vez que medicamentos pertencentes a essa classe são notoriamente utilizados por toda população por serem, no senso comum, considerados como fármacos com boa eficácia e segurança, porém, podem ocasionar inúmeros tipos de reações adversas e, em casos mais graves, podem até causar morte (LIMA et al., 2015).

A automedicação no Brasil tem sido estudada há algum tempo em vários segmentos de classe e da população. Esta prática está tão presente, que contrariamente ao que pode se pensar, mesmo os que possuem nível de formação acadêmica, são partícipes dessa prática, pois sentem-se mais seguros por disporem de acesso a informação. Dentro deste contexto, Luras et al. (2016) investigaram quais fármacos apresentavam prevalência na automedicação entre estudantes da Universidade do Estado do Amazonas e observaram que dos 148 estudantes entrevistados, 20% deles faziam se automedicavam com anti-inflamatórios não esteroidais.

Na China, um levantamento de dados realizados por BU et al. (2013), comprovou a presença de pelo menos nove anti-inflamatórios, tanto nas águas quanto em sedimentos das águas do país, sendo eles o diclofenaco de sódio, ibuprofeno, cetoprofeno, naproxeno, indometacina, ácido mefenâmico e ácido salicílico. No Brasil, Melo et al. (2009) relataram presença de naproxeno e cetoprofeno no esgoto bruto e água superficial, bem como a presença de ibuprofeno e diclofenaco nos efluentes de estação de tratamento de esgoto, nas águas superficiais e no esgoto bruto também.

Dentre os fármacos contaminantes, o paracetamol merece um devido destaque, uma vez que este fármaco, quando administrado em doses elevadas pode ocasionar danos hepáticos tanto em humanos quanto em animais (NAPOLEÃO et al., 2015). Embora as doses tóxicas do paracetamol sejam elevadas, não existem estudos que garantam segurança quanto a exposição constante e a longo prazo, como o que acontece com águas contaminadas com este fármaco.

Outro fármaco largamente utilizado e encontrado como resíduo em águas para consumo é o diclofenaco de potássio, que é indicado para o tratamento de condições agudas, devendo ser administrado durante um curto prazo de tempo em função de instalar diferentes efeitos adversos, como distúrbios no sistema nervoso central, no trato gastrointestinal e hepático, principalmente (LIMA et al., 2015).

As consequências dos fármacos para o meio ambiente ainda não são muito conhecidas; contudo, a maior preocupação desses em relação à sua presença na água, são os seus efeitos adversos para a saúde humana, animal e dos organismos aquáticos (TESSARO et al., 2013).

## 7. PSICOFÁRMACOS

Os psicofármacos são aqueles capazes de modificar seletivamente as atividades e condição do Sistema Nervoso Central, podendo ser classificados de acordo com a sua funcionalidade, ou seja, ansiolíticos e sedativos, antipsicóticos neurolépticos, antidepressivos, estimulantes psicomotores e os potencializadores da cognição (SILVA & IGUTI, 2013). No Brasil, o consumo de psicofármacos é incrivelmente abusivo, especialmente no que tange ao tratamento da ansiedade, da depressão (BORRELY et al., 2012), além do uso indiscriminado de anorexígenos (ANDRIOLO et al., 2012).

O uso constante dessas substâncias também acaba por corroborar com descartes inadequados, os quais são percebidos pela presença das mesmas em estações de tratamento de esgoto e em ambientes aquáticos. Ilustrando essa problemática, trazemos os achados do trabalho de Bittencourt et al. (2016), que estudando o lodo de esgoto a partir de dados da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), apontaram a avaliação de 74 estações de tratamento de esgoto e verificaram a presença de 145 compostos, sendo que

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

destes, 72 eram fármacos, e, dentre eles, encontravam-se com maior frequência a fluoxetina e a carbamazepina.

De acordo com o Sistema Nacional de Gerenciamento de Produtos Controlados (SNGPC) e a ANVISA, somente no período de 2007 a 2010, os ansiolíticos foram as substâncias controladas mais consumidas pela população brasileira (SILVA & IGUTI, 2013). Diversas pesquisas confirmaram a presença de antidepressivos em águas residuárias, mesmo depois de serem submetidas ao processo convencional nas estações de tratamento de esgotos urbanos (COSTA JUNIOR et al., 2014).

A fluoxetina, fármaco empregado para o tratamento de depressão, transtorno obsessivo compulsivo (TOC), bulimia nervosa, transtorno do pânico, também é usada imprópriamente para o controle de peso, e essa já foi encontrada tanto em afluentes quanto em efluentes (BORRELY et al., 2012). Estudos têm revelado que os antidepressivos podem influenciar na reprodução prematura em moluscos (MIOTTO et al., 2015), sendo que alguns podem ser considerados como pragas.

Trabalho realizado por Borrely et al. (2012), investigaram os efeitos ecotoxicológicos do cloridrato de fluoxetina frente à bactéria *V. fischeri* e o anfípoda *H. azteca*, e observaram uma elevada toxicidade para ambos organismos aquáticos. No entanto, para *H. azteca*, verificou-se a interferência na sobrevivência a partir de 0,3 ppm, resultando em mortalidade a partir 1,25 ppm no ensaio com 96 horas de exposição, demonstrando, assim, que o *H. azteca* foi mais sensível ao fármaco em questão do que a *V. fischeri*.

Embora a literatura apresente poucos trabalhos sobre os possíveis efeitos de substâncias psicotrópicas para os organismos aquáticos, inúmeros pesquisadores têm buscado métodos de detecção e de eliminação desses micropoluentes presentes tanto no ambiente aquático quanto no solo, com o propósito de evitar o acúmulo e também a contaminação de humanos e animais.

## 8. CAFEÍNA

A cafeína, quimicamente nominada de 3,7-dihidro-1,3,7- trimetil-1H-purino-2,6-diona (CLAUSEN et al., 2015), é um alcalóide pertencente ao grupo das xantinas, a qual atua como um estimulante dos sistemas nervoso e cardiovascular (SILVA et al., 2015; CLAUSEN et al., 2015). A cafeína é um composto presente em várias bebidas como café, erva mate, chá preto, cacau e bebidas à base de cola e, por conseguinte, consumida no mundo todo, inclusive por gestantes. Além disso, a cafeína também faz parte da composição de muitos medicamentos, uma vez que exerce ações farmacológicas, atuando como um antagonista dos receptores de adenosina (Figura 1) (SILVA et al., 2015).

Tendo esses pressupostos em mente, não fica difícil de imaginar que se outros compostos consumidos de forma quantitativamente menor que a cafeína são encontrados com resíduos em corpos d'água, que este alcalóide seja encontrado também. E de fato o é, uma vez que existem registros sobre sua presença em esgotos sanitários, efluentes tratados e no escoamento superficial urbano e, posteriormente ao mar. Interessante destacar que, mesmo em concentrações baixas, a cafeína se mantém persistente e chega às águas costeiras em quantidades crescentes (HATJE et al., 2013).

Trabalhos realizados por Ferreira et al. (2010) procuraram investigar o possível efeito moluscicida da cafeína nas concentrações de 2 gL<sup>-1</sup> e 5 gL<sup>-1</sup> frente a *B. similis* durante 120 dias, levando-se em consideração a avaliando três processos: sendo o primeiro a influência na eclosão de ovos; o segundo, o crescimento e reprodução dos moluscos jovens;

e o terceiro, a sobrevivência, crescimento e reprodução de jovens com 10 e 30 dias. Neste estudo verificaram que a cafeína não apresentou efeito ovicida, independente da concentração testada, assim como também não interferiu no crescimento dos moluscos. No entanto, ela demonstrou interferir no desenvolvimento dos animais, o que fora mais evidentemente observado no grupo tratado com a concentração de 5 g/L, que também apresentou atividade moluscicida para o grupo dos moluscos jovens de 10-30 dias de vida, promovendo uma mortalidade de 50%.

Atualmente a cafeína vem sendo usada como indicador de presença antrópica, a qual permite a investigação de outros contaminantes (SILVA et al., 2016), devido ao fato de permanecer por longos períodos em meio aquático, o que decorre de sua alta solubilidade (13,5 g/L) e a sua insignificante volatilidade, o que a credencia como um marcador estável de avaliação de ação humana (SAMPAIO et al., 2012). Esta característica é utilizada por pesquisadores brasileiros, de modo especial tem sido utilizada como marcador nas fontes de água do Rio dos Sinos, no Estado do Rio Grande do Sul. Adicionalmente, há indicação promissora de que venha servir como substância marcadora de contaminação de resíduos domésticos (LINDEN et al., 2015).

## 9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crescente consumo de medicamentos pela população é expressivo, de modo que a indústria farmacêutica seja responsável por movimentar boa parte da economia mundial. Este consumo possuem diferentes fatores causais, porém, sem dúvida alguma, parte do consumo, que garante esses resultados, é a prática da automedicação, bastante presente em nosso país.

O ato de automedicação não contribui somente para os tratamentos impróprios, mas também resulta em descarte inapropriado de medicamentos vencidos ou não. Dessa forma, os medicamentos tornam-se micropoluentes emergentes de interesse acadêmico e público, uma vez que esses podem se acumular no solo e na água e causar efeitos indesejáveis, além de alterações fisiologias em peixes como as causadas por hormônios, a resistência de microorganismos patogênicos, entre outros efeitos ainda não são relatados.

Embora não se tenha muito bem elucidado na literatura os efeitos desses e de seus produtos de degradação frente ao organismo humano e ao ecossistema, diversos centros de pesquisas, tem se voltado para a busca de métodos efetivos de degradação dos fármacos detectados em estações de tratamento de esgoto, a fim de evitar que esses cheguem às fontes de abastecimento de água e, conseqüentemente, causem danos aos organismos e ao meio ambiente.

## 10. REFERÊNCIAS

- ABE-MATSUMOTO, L.T.; SAMPAIO, G.R.; BASTOS, D.H.M. Suplementos vitamínicos e/ou minerais: regulamentação, consumo e implicações à saúde. **Caderno de Saúde Pública, Rio de Janeiro**, v. 31 (7), p.1371 - 1380, 2015
- ABRHÃO, R.C.; GODOY, J.A.; HALPERN, R. Automedicação e comportamento entre adolescentes em uma cidade do Rio Grande do Sul. **Aletheia**, v. 41, p. 134 – 153, 2013.

AGUIAR, A.O.; OLIVEIRA, B.B.R.; CARNIB, L.P.A. Efeito dos antioxidantes vitamina C e selênio em pacientes queimados: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Queimaduras**, v. 13 (2), p. 62 -66, 2014.

ANDRIOLO, D.S.M. et al. Investigação da presença de anorexígenos, benzodiazepínicos e antidepressivos em formulações fitoterápicas emagrecedoras. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v 71 (1), p. 148 – 52, 2012.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria n° 32, de 13 de janeiro de 1998. Regulamento técnico para fixação de identidade e qualidade de suplementos vitamínicos e ou de minerais. Disponível em: [http://www.anvisa.gov.br/anvisalegis/portarias/32\\_98.htm](http://www.anvisa.gov.br/anvisalegis/portarias/32_98.htm). Acesso em: 20 de julho de 2016.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Cartilha o que devemos saber sobre medicamentos, 2010. Disponível em: [http://www.paulinia.sp.gov.br/downloads/Cartilha\\_medicamentos.pdf](http://www.paulinia.sp.gov.br/downloads/Cartilha_medicamentos.pdf). Acesso em: 29 de maio de 2016.

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Antimicrobianos – Bases teóricas e uso clínico, 2007. Disponível em : [http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/controle/rede\\_rm/cursos/rm\\_controle/opas\\_web/modulo1/conceitos.htm](http://www.anvisa.gov.br/servicosaude/controle/rede_rm/cursos/rm_controle/opas_web/modulo1/conceitos.htm). Acesso em: 01 de junho de 2016.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Antimicrobianos – resolução RDC N° 20, de Maio de 2011. Dispõe sobre o controle de medicamentos à base de substâncias classificadas como antimicrobianos, de uso sob prescrição, isoladas ou em associação. Disponível em: [www.anvisa.gov.br](http://www.anvisa.gov.br). Acesso em: 01 de agosto de 2016.

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Antimicrobianos – Detecção e Identificação dos Fungos de Importância Médica, 26 de julho de 2014. Disponível em: <http://www20.anvisa.gov.br/segurancadopaciente/index.php/publicacoes/item/deteccao-e-identificacao-de-fungos-de-importancia-medica>. Acesso em: 20 de julho de 2016.

BILA, D.M.; DEZOTTI, M. Fármacos no meio ambiente. **Química Nova**, v. 26 (4), p. 523 - 530, 2003.

BITTENCOURT, S. et al. Sorção de poluentes orgânicos emergentes em lodo de esgoto. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 21 (1), p. 43 - 53, 2016.

BORRELY, S.I. et al. Contaminação das águas por resíduos de medicamentos: ênfase ao cloridrato de fluoxetina. **O Mundo da Saúde**, São Paulo, v. 36 (4), p. 556 - 563, 2012.

BRASIL, ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Nota técnica sobre a RDC N° 20/2011. Orientações de procedimentos relativos ao controle de medicamentos à base de substâncias classificadas como antimicrobianos, de uso sob prescrição isoladas ou em associação, 2013.

BU, Q. et al. Pharmaceuticals and personal care products in the aquatic environment in China: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 189 – 211, 2013.

CARVALHO, P.B.; ARAÚJO, W.M.C. Rotulagem de suplementos vitamínicos e minerais: uma revisão das normas federais. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 13 (Sup), p. 779-791, 2008.

CHAVEZ, G.L.D. et al. Descarte de medicamentos vencidos e em desuso: um levantamento do comportamento dos consumidores em São Mateus/ES. **Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental**, V. 19 (2), p. 1083-1096, 2015.

CLAUSEN, D.N. et al. Desenvolvimento de Método por CLAE para Quantificação de Orfenadrina, Paracetamol e Cafeína em Formulações Farmacêuticas. **Revista Virtual de Química**, v 7 (6), p. 2066 – 2079, 2015.

COLAÇO, R.; PERALTA-ZAMORA, P.G.; GOMES, E.C. Poluição por resíduos contendo compostos farmacêuticamente ativos: aspectos ambientais, geração a partir dos esgotos

- domésticos e a situação do Brasil. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**, v. 35 (4), p. 539 – 548, 2014.
- COSTA JUNIOR, I.L.; PLETSCH, A.L.; TORRES, Y.R. Ocorrência de Fármacos Antidepressivos no Meio Ambiente. **Revista Virtual de Química**, v. 6 (5), p. 1408 – 1431, 2014.
- DANIEL, M.S.; LIMA, E.C. Determinação simultânea de estriol,  $\beta$ -estradiol,  $17\alpha$ -etinilestradiol e estrona empregando-se extração em fase sólida (SPE) e cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC). **Revista Ambiental de Água**, v. 9 (4), p. 688 – 696, 2014.
- DEMITTO, F.O. et al. Suscetibilidade a antifúngicos in vitro de *Candida spp.* em pacientes do Hospital Universitário Regional de Maringá-PR. **Brazilian Journal of Pathology and Laboratorial Medicine**, v. 48 (5), p. 315 – 321, 2012.
- DINIZ, N.M.; HONORATO, C.A. Algumas alternativas para diminuir os efeitos do estresse em peixes de cultivo. **Arquivos de Ciência Veterinária e Zoologia**, v. 15 (2), p. 149 - 154, 2012.
- FALQUETO, E.; KLIGERMAN, D.C. Diretrizes para um programa de recolhimento de medicamentos vencidos no Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18 (3), p. 883-892, 2013.
- FERREIRA, P. et al. Influência da cafeína sobre a sobrevivência, crescimento e reprodução de *Bradybaena similaris* (Férussac, 1821) (Mollusca, Xanthonychidae), com diferentes idades. **Revista Brasileira de Zoociências**, v.12 (2), p. 47 – 53, 2010.
- FURAYA, W.M. **Revista Varia Scientia Agrárias**, v. 03 (01), p. 133-150, 2013.
- GONZÁLEZ-PLEITER, M. et al. Toxicity of five antibiotics and their mixtures towards photosynthetic aquatic organisms: Implications for environmental risk assessment. **Water Research**, v. 47, p. 2050 – 2064, 2013.
- HARZER, B.; STIPP, M.C.; HERRERIAS, T. Avaliação da função hepática de peixes *Rhamdia quelen* expostos aos desreguladores endócrinos estriol e estrona. Avaliação da função hepática de peixes *Rhamdia quelen* expostos aos desreguladores endócrinos estriol e estrona. **Revista Intertox-EcoAdvisor de Toxicologia Risco Ambiental e Sociedade**, v. 8 (1), p. 82 - 99, 2015.
- HATJE, V. Oceanografia e química: unindo conhecimentos em prol dos oceanos e da sociedade. **Química Nova**, v. 36 (10), p. 1497 - 1508, 2013.
- IURA, A. et al. Prevalência da automedicação entre estudantes da Universidade do Estado do Amazonas (Brasil). **Revista Portuguesa de Estomatologia, Medicina Dentária e Cirurgia Maxilofacial**, v. 57 (2), p. 104 – 111, 2016.
- JUNIOR, L.P.G.; SOUZA, J.G.S.; MENDONÇA, P.P. Necessidade dos peixes em vitaminas. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 12 (1), p. 3925 - 3935, 2015.
- KOSMA, C.I; LAMBROPOULOU, D.A.; ALBANIS, T.A. Investigation of PPCPs in wastewater treatment plants in Greece: Occurrence, removal and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 466 - 467, p. 421 – 438, 2014.
- KRAWCZYK, M. Determination of macro and trace elements in multivitamin dietary supplements by high-resolution continuum source graphite furnace atomic absorption spectrometry with slurry sampling. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 88, p. 377 – 384, 2014.
- LEVIN, A.S.S.; KOBATA, C.H.P.; LITVOC, M.N. Princípios do uso de antimicrobianos: perguntas e respostas. **Revista Médica**, v. 93 (2), p. 63-8, 2014.
- LINDEN, R. et al. Caffeine as an indicator of human fecal contamination in the Sinos River: a preliminary study. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75 (2), p. 81 – 84, 2015.



## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

LIMA, A.F.; BARBOSA, J.M. Crescimento, sobrevivência e resistência de larvas de tilápia em função da densidade e da suplementação com vitamina C. **Archivos de Zootecnia**, v. 65 (250), p. 117 - 121, 2016.

LIMA, R.S. et al. Uso indiscriminado de diclofenaco de potássio pela população idosa na cidade de Anápolis, no estado de Goiás, Brasil em 2014. **Revista Colombiana de Ciências Químicas e Farmacêutica**, v. 44 (2), p. 179 - 188, 2015.

LOBO, M.A. et al. Avaliação da atividade antifúngica in vitro de frações semi-purificadas obtidas a partir do rizoma *typha domingensis pers (typhaceae)*. **UNISANTA BioScience** – v. 2 (1), p. 42 – 51, 2013.

MANZETTI, S.; GHISI, R. The environmental release and fate of antibiotics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 79, p. 7 - 15, 2014.

MARTINI, E. et al. Revisão de literatura sobre a presença de etinilestradiol e cafeína na água potável e seus efeitos sobre o organismo humano. **Novos Saberes**, v. 2 (1), p. 58 – 69, 2015.

MEDEIROS, M.S.G.; MOREIRA, L.M.F.; LOPES, C.C.G.O. Descarte de medicamentos: programas de recolhimento e novos desafios. **Journal of Basic and Applied Pharmaceutical Sciences**, v. 34 (4), p. 651 - 662, 2014.

MIOTTO, P.P.S. et al. Medicamentos vencidos descartados no meio ambiente. **Revista Eletrônica Estácio Saúde**, v. 4 (2), p. 41 – 51, 2015.

MIRANDA, L. et al. Validação intralaboratorial da determinação de metiltestosterona em águas naturais por voltametria usando eletrodo de gota pendente de mercúrio. **Química Nova**, v. 38 (3), p. 419 - 426, 2015.

NAPOLEÃO, D.C. et al. Degradação do Contaminante Emergente Paracetamol Empregando Processos Oxidativos Avançados. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 19 (3), p. 725-734, 2015.

NAVARRO, R.D. et al. Nutrição e alimentação de reprodutores de peixes. **Revista Augustus**, v. 15 (30), p. 108 - 118, 2010.

OIVEIRA, J.C. et al. Implantação de postos de coleta para o descarte adequado de medicamentos e , subsequente destinação final. **InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 10 (1), p. 104-116, 2015.

PEREIRA, K.C.; SANTOS, C.F. Micotoxinas e seu potencial carcinogênico. **Ensaio e Ciências: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 15 (4), p. 147 – 165, 2011.

PEREIRA, L.A. et al. Ocorrência, comportamento e impactos ambientais provocados pela presença de antimicrobianos veterinários em solos. **Química Nova**, v. 35(1), p. 159 - 169, 2012.

PIGATTO, M.C.; UCHOA, F.T.; COSTA, T.D. Farmacocinética dos novos antifúngicos de uso sistêmico utilizados em pacientes imunocomprometidos. **Revista Brasileira de Farmácia**, v. 90 (1), p. 86 - 94, 2009.

PINTO, G.M. et al. Estudo do descarte residencial de medicamentos vencidos na região de Paulínia (SP), Brasil. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.19(3) p. 219-224,2014.

PONTELLI, R.C.N.; NUNES, A.A.; OLIVEIRA, S.V.W.B. Impacto na saúde humana de disruptores endócrinos presentes em corpos hídricos: existe associação com a obesidade? **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 21 (3), p. 753 - 766, 2016.

REGITANO, J.B.; LEAL, R.M.P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal brasileira. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 34, p. 601 - 616, 2010.

SANTOS, B.D. et al. Efeitos de hormônios esteroides de contraceptivos orais combinados sobre os parâmetros comportamentais de *Betta splendens* (Regan, 1909). **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 68 (2), p. 387 - 396, 2016.

- SILVA, T.O.; IGUTI, A.M. Medicamentos psicotrópicos dispensados em unidade básica de saúde em grande município do estado de São Paulo. **Revista Eletrônica Gestão & Saúde. Edição Especial**, p.1726 - 1737, 2013.
- SILVA, B.D.P. et al. Consumo de cafeína durante a gestação e transtorno de déficit de atenção e hiperatividade (TDAH): uma revisão sistemática da literatura. **Caderno de Saúde Pública**, v. 31 (4), p. 682 - 690, 2015.
- SILVA, R.F. et al. Identificação e Quantificação de Contaminantes Emergentes em Estações de Tratamento de Esgoto. **Revista Virtual de Química**, v. 8 (3), p. 702 – 715, 2016.
- SCHNEIDER, R.N.; NADVORNY, A.; SCHMIDT, V. Perfil de resistência antimicrobiana de isolados de *Escherichia coli* obtidos de águas superficiais e subterrâneas, em área de produção de suínos. **Revista Biotemas**, v. 22 (3), p. 11 - 17, 2009.
- TANWAR, J. et al. Multidrug resistance: an emerging crisis. **Interdisciplinary Perspectives on Infectious Diseases**, v. 2014, p. 7, 2014.
- TESSEROLLI, D.A. et al. Descarte de medicamentos: a visão da comunidade acadêmica e das farmácias. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**, v. 9 (2), p. 96-101, 2013.
- TESSORATO, P.R. ZANCANARO, V. Recolhimento e descarte dos medicamentos das farmácias caseiras no município de caçador – SC. **Saúde Meio Ambiente**. v. 2 (1), p. 118 - 128, 2013
- TOLEDO, R. C. L. et al Effect of mango (*Mangifera indica L.*) pulp ingestion on serum biochemical parameters and liver integrity in rats. **Bioscience Journal**, v. 29(2), p. 516 - 525, 2013.
- VERBINNEN, R.T.; NUNES, G.S.; Determinação de hormônios estrógenos em água potável usando CLAE-DAD. **Química Nova**, V. 33 (9), p. 1837 - 1842, 2010.
- ZHANG, R. et al. Occurrence and risks of antibiotics in the Laizhou Bay, China: Impacts of river discharge. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 80, p. 208 – 215, 2012.

**UNIDADE IV**  
**BIOLOGIA, ECOLOGIA, CULTIVO E CONSERVAÇÃO**  
**DA ICTIOCENOSE**

---

## CAPITULO 9

# CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS GENÉTICOS DA ICTIOFAUNA DA BACIA DO RIO URUGUAI

---

Carlos Frederico Ceccon Lanes

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O Brasil é o país de maior diversidade mundial de peixes de água doce, totalizando 2.481 espécies descritas, fato relacionado à grande heterogeneidade e ao tamanho de suas bacias hidrográficas (BUCKUP et al., 2007). No entanto, estima-se que o número real ainda seja maior, já que algumas áreas foram insuficientemente amostradas ou permanecem inexploradas (Langeani et al., 2007). Além do grande número, uma parcela considerável das espécies é endêmica e, em alguns casos, com uma distribuição geográfica restrita, como é o caso do *Salminus franciscanus* (dourado) encontrado somente na bacia do rio São Francisco; do *Steindachneridion parahybae* (surubim-do-Paraíba), encontrado na bacia do rio Paraíba do Sul; e de algumas espécies do rio Uruguai (PAIM & ORTIZ, 2006; ALVES et al., 2014).

A bacia hidrográfica do rio Uruguai caracteriza-se por ser um dos mais importantes corredores de biodiversidade do Cone Sul. Ao mesmo tempo, a bacia apresenta um grande potencial de geração de energia elétrica tanto para usinas de grande como de pequeno porte. Com a finalidade de aproveitar esse potencial energético, hidrelétricas como Barra-Grande, Machadinho e Itá foram construídas na bacia do rio Uruguai. Porém, ainda estão previstas a construção de, pelo menos, mais sete hidrelétricas ao longo do rio Uruguai (PAIM & ORTIZ, 2006). É evidente que, caso a construção dessas hidrelétricas sejam concretizadas, uma alteração significativa ocorrerá na ictiofauna do rio Uruguai. Recentemente, Silva (2014) demonstrou que a diversidade da ictiofauna diminuiu após a construção do reservatório da usina hidrelétrica de Itá.

Pesquisas para avaliar a diversidade da ictiofauna da bacia do rio Uruguai têm sido realizadas basicamente na região do Alto e Baixo Uruguai. Recentemente, 105 espécies de peixes foram registradas para a região do Alto Uruguai em coletas que foram realizadas de 1995 a 2012 (SILVA, 2014). Na região do Baixo Uruguai, Sverlij et al. (2006) listaram 76 espécies que são capturadas com maior frequência. Hahn & Câmara (2000), através de uma revisão bibliográfica, identificaram 251 espécies de peixes, incluindo espécies exóticas, anadromas e estuarinas para a bacia do rio Uruguai.

Em 2005, a bacia do rio Uruguai apresentava nove espécies ameaçadas de extinção, incluindo quatro peixes-anuais do gênero *Austrolebias*, dois peixes de grande porte, como o surubim (*Steindachneridion scriptum*) e a piracanjuba (*Brycon orbygnianus*), e três peixes de pequeno porte: um cascudo (*Hemiancistrus chlorostictos*), um bagre (*Tatia boemia*) e um

canivete (*Characidium vestigipinne*) (ROSA & LIMA, 2005). Além dessas espécies, o dourado (*Salminus brasiliensis*) e o surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*) também são considerados espécies ameaçadas de extinção, sendo que a pesca dessas espécies está proibida desde 2002 no Rio Grande do Sul. No entanto, no Uruguai e na Argentina, a pesca desses animais está liberada, sendo um importante recurso econômico devido ao turismo com a pesca amadora, já que no rio Uruguai são encontrados os maiores exemplares de dourados do mundo, podendo atingir um metro de comprimento e superar os 30 quilogramas (SVERLIJ et al., 2006).

Além do dourado e surubim, os peixes da família Anostomidae que inclui, por exemplo, os gêneros *Leporinus* e *Schizodon*, também são capturados na bacia do rio Uruguai (SVERLIJ et al., 2006; SILVA, 2014). As espécies pertencentes a esses gêneros são popularmente conhecidas como piava, piapara, piau, entre outros. Alguns exemplares desses gêneros podem atingir porte considerável, sendo de grande interesse comercial em virtude da palatabilidade de sua carne e da pesca amadora (SANTOS, 2000; SVERLIJ et al., 2006). Na piscicultura, as espécies que têm sido estudadas com maior frequência são o *Leporinus macrocephalus* e o *Leporinus obtusidens*, ambas encontradas na bacia do rio Uruguai (SILVA, 2014).

Levando em consideração a diversidade da ictiofauna presente na bacia do rio Uruguai, a possível construção de novas hidrelétricas, a presença de espécies importantes ameaçadas de extinção, como o surubim e o dourado, e a presença de espécies com alto potencial para o uso na aquicultura, a conservação dos recursos genéticos se faz necessário para auxiliar em futuras pesquisas para a manutenção e conservação das espécies ameaçadas de extinção, assim como para ajudar no desenvolvimento da piscicultura de espécies nativas no sul do país.

Neste capítulo, os principais métodos utilizados para a conservação dos recursos genéticos da ictiofauna brasileira são abordados, assim como o que tem sido feito para a conservação dos recursos genéticos da ictiofauna encontrada na bacia do rio Uruguai até o momento.

## **2. CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS GENÉTICOS**

A ictiofauna, além de ter uma importância ecológica na estruturação e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, também apresenta uma acentuada importância como fonte de alimento e geração de riquezas, principalmente com o desenvolvimento expressivo das atividades aquícolas (ROSA & LIMA, 2005; BARROSO et al., 2013). Sendo assim, programas de conservação e manejo da biodiversidade aquática são de extrema importância, especialmente, para a conservação dos recursos genéticos (BARROSO et al., 2013).

A implantação e manutenção dos recursos genéticos (bancos de DNA) da ictiofauna brasileira visam promover inicialmente o conhecimento dos genomas das espécies que se queira preservar. Assim, esses podem ser utilizados para o estabelecimento das relações

filogenéticas entre as espécies, auxiliar na solução de dúvidas taxonômicas e permitir a análise da estruturação genética das diferentes populações (SANTOS et al., 2002). Na área da aquicultura, os bancos de DNA podem ser utilizados na prospecção de possíveis espécies com potencial para piscicultura, além de identificar a diversidade genética dessas espécies comerciais em ambiente natural para conduzir a formação de plantel de reprodutores com alta diversidade genética. Adicionalmente, os piscicultores têm no banco de DNA a oportunidade de fornecer material genético das espécies produzidas na piscicultura buscando identificar a estrutura genética das matrizes para detectar os níveis de endogamia, assim como, a ocorrência de híbridos entre os reprodutores, que podem causar a contaminação genética do estoque e depreciação na produção (BARROSO et al., 2013).

A conservação de recursos genéticos (bancos de DNA) pode ser realizada de duas maneiras bem distintas, denominadas de conservação *in situ* e *ex situ*. A conservação *in situ* representa a estratégia de manter o recurso genético protegido em seu local de origem e de distribuição geográfica, de modo geral, através de unidades de conservação, reservas biológicas, parques naturais, etc. Evidentemente, nem todas as unidades de conservação funcionam como um verdadeiro banco de recursos genéticos, devido à falta de monitoramento ou desconhecimento da diversidade genética presente no local (BORÉM & SANTOS, 2001). De acordo com Hilsdorf et al. (2012), essa é a estratégia ideal para a conservação dos recursos genéticos aquícolas, no entanto, essa alternativa é muito dispendiosa e requer muito tempo, na medida em que muitos dos habitats naturais já estão em estágio avançado de degradação e o processo de recuperação é lento e longo.

A estratégia de conservação *ex situ* indica que o recurso genético será preservado fora da área de origem ou de ocorrência natural. Essa seria uma alternativa imediata para conservar os recursos genéticos da ictiofauna brasileira, minimizando as perdas da biodiversidade ocasionadas pelos impactos ambientais (HILSDORF et al., 2012). Essa poderia ser realizada com a manutenção de organismos vivos, coleção de tecidos ou bancos genéticos congelados em nitrogênio líquido. Em geral, bancos genéticos vivos (conservação *ex situ*) também são dispendiosos, requerem infraestrutura, tempo e pessoal qualificado para a manutenção dessas populações. Assim, a coleção de tecidos e bancos criogênicos são os mais viáveis para a manutenção e conservação da biodiversidade da ictiofauna brasileira (HILSDORF et al., 2012; BARROSO et al., 2013).

### **3. BANCOS DE DNA BASEADOS EM AMOSTRAS DE TECIDOS**

Para a formação de um banco de DNA podem ser utilizados diferentes tecidos, incluindo: sangue, brânquias, músculo, coração, fígado, nadadeira, rim, entre outros. Dentre esses tecidos, o mais indicado para os peixes é a retirada de um pedaço da nadadeira caudal, já que essa é regenerada após algum tempo (GOSS & STAGG, 1957). Além disso, o animal pode ser liberado novamente para a natureza, sem a necessidade de sacrificá-lo. As amostras de tecido coletadas podem ser armazenadas a -20°C ou conservadas em álcool absoluto, álcool etílico 70% ou formalina e mantidos à temperatura ambiente (SANTOS et al., 2002).

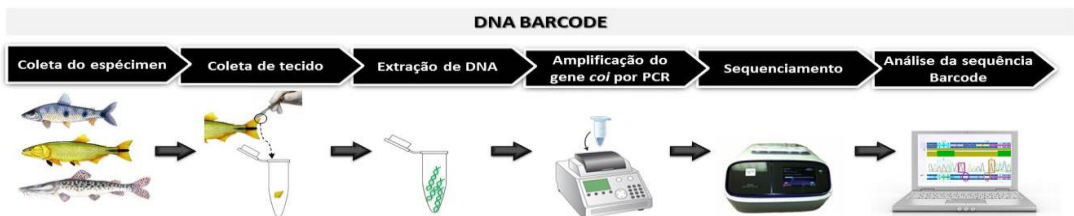
## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Posteriormente, essas amostras de tecidos podem ser submetidas a protocolos convencionais de extração e análise da qualidade do DNA (SAMBROOK et al., 1989). As amostras de DNA são então conservadas a  $-20^{\circ}\text{C}$  para estudos genéticos posteriores.

Os bancos de DNA baseados em amostras de tecidos possuem finalidades mais limitadas do que os bancos criogênicos de material vivo (espermatozoides, ovócitos e embriões), já que não ocorre a preservação da estrutura celular original (membranas, citoplasma, organelas, núcleo). Dessa forma, esse material não pode ser utilizado em técnicas de reconstrução genômica que permitam propagar clonalmente organismos com fins de conservação *ex situ*. Por outro lado, por não necessitar de material vivo como os bancos criogênicos, um número elevado de amostras pode ser facilmente obtido (SANTOS et al. 2002).

Uma das principais aplicações dos bancos de DNA baseados em amostras de tecidos é o seu uso em programas de identificação de espécies da ictiofauna brasileira através do sistema de identificação molecular conhecido como “DNA barcode” (Figura 1). Essa técnica baseia-se no uso de um segmento de aproximadamente 650 pares de bases da região 5’ do gene mitocondrial citocromo c oxidase subunidade I (*coi*) como um sistema universal de identificação adequado para a maioria das espécies. Através dessa sequência, um espécime desconhecido ou uma amostra mal identificada como ovos, larvas, juvenis ou restos de peixes podem ser identificados comparando sua sequência com sequências disponíveis em uma biblioteca de referência derivada de material identificado por taxonomistas, já que as sequências do gene *coi* tendem a variar entre espécies, mas são relativamente constantes entre os indivíduos de uma mesma espécie (HEBERT et al., 2003).

Figura 1: Etapas de identificação de uma espécie de peixe através técnica conhecida como “DNA Barcode”.



Os bancos de DNA baseados em amostras de tecidos também possibilitam o conhecimento da diversidade genética dos estoques pesqueiros das principais espécies de interesse esportivo e comercial, facilitando o direcionamento de ações de conservação. Além disso, a construção de bancos de DNA permite a identificação dos efeitos das barragens hidrelétricas sobre as populações de peixes migradores (BARROSO et al., 2013).

No Brasil, vários laboratórios de genética e museus possuem bancos de amostras de tecidos de peixes para análise de DNA. No Rio Grande do Sul merece destaque o Museu de

Ciências e Tecnologia da PUCRS, que conta com inúmeros exemplares armazenados em álcool etílico 70% de espécimes de peixes de toda América do Sul, incluindo também espécies do Rio Uruguai. Além disso, o museu consta com uma coleção de tecidos de peixes para estudos moleculares que inclui atualmente 2.777 amostras (<http://www.pucrs.br/mct/colecoes/ictiologia/>). Outra coleção de menor porte, mas que também merece destaque é o acervo ictiológico técnico-didático do Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai (Nupilabru), encontrado na Universidade Federal do Pampa. Esse acervo conta com 1.080 indivíduos catalogados pertencentes a 9 ordens, 24 famílias e 53 espécies de peixes encontradas na Bacia do Médio Uruguai (PITAMEIA et al., 2011). Esse acervo é de extrema importância, já que as pesquisas no Médio Uruguai ainda são escassas, havendo pouca informação sobre a biodiversidade de peixes encontradas nessa região da Bacia do Rio Uruguai. Assim, essa coleção será de grande utilidade para futuras pesquisas moleculares.

#### **4. BANCOS CRIOGÊNICOS**

A conservação de material vivo, tais como espermatozoides, ovócitos e embriões por um longo período é alcançada pelo processo de criopreservação, ou seja, pelo congelamento em baixíssimas temperaturas. O congelamento das células vivas, geralmente, é realizado com nitrogênio líquido, permitindo a manutenção da temperatura a  $-196\text{ }^{\circ}\text{C}$ . A essa temperatura, o metabolismo celular é eficientemente paralisado e o material pode ser conservado em estado de suspensão metabólica, em condições livres de riscos de contaminação por patógenos e (ou) variações genéticas, por um longo período de tempo (SUQUET et al., 2000). Assim, na temperatura de criopreservação a estrutura e funcionalidade de células e tecidos vivos são mantidas, conservando-as geneticamente viáveis e reversivelmente inativas do ponto de vista metabólico (PEGG, 2007).

O principal desafio no uso da criopreservação para manutenção de bancos de DNA baseados em material vivo está na retirada do excesso de água presente no interior da célula, evitando assim a formação de cristais de gelo que podem causar danos funcionais irreversíveis à célula. Quando o congelamento é realizado de uma forma adequada, há tempo suficiente para a desidratação da célula e saída da água, o que evita a formação de cristais de gelo intracelulares. Os maiores danos às células ocorrem entre as temperaturas de 0 a  $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ , onde ocorrem alterações de pH, formação de cristais de gelo, concentração dos sais e elevação da osmolaridade (CHAO & LIAO, 2001).

O processo de descongelamento das células também é outra etapa da criopreservação que deve ser realizado com cuidado para se evitar danos às células. A velocidade de descongelamento deve permitir a reidratação celular, mas, ao mesmo tempo, deve ser breve o suficiente para evitar que pequenos cristais no interior da célula aumentem seus tamanhos e as danifiquem. Para a correta criopreservação do material vivo, tanto a velocidade e temperatura de congelamento quanto de descongelamento devem ser obtidas



pela condução de ensaios experimentais com antecedência para o desenvolvimento de um adequado protocolo de criopreservação (BILLARD et al., 2004; FAUVEL et al., 1998).

Para evitar a formação dos cristais de gelo durante o processo de criopreservação são utilizados agentes crioprotetores (SUQUET et al., 2000). No entanto, apesar de necessário, a sua toxidez pode causar a morte celular durante a penetração ou saída da célula (CHAO & LIAO, 2001). Os crioprotetores são classificados de acordo com a forma que interagem com as células. Moléculas com baixo peso molecular, tais como: glicerol, dimetil-sulfóxido (DMSO), propileno-glicol, etileno-glicol e metanol, são conhecidos como agentes crioprotetores intracelulares, pois atravessam as membranas celulares com relativa facilidade. Por outro lado, moléculas com peso molecular alto e que, portanto, não permeiam as células, como sacarose, albumina de soro bovino (BSA), gema de ovo, glicose, lactose, polivinilpirrolidona (PVP), rafinose, manitol, entre outros, são considerados crioprotetores extracelulares (DENNISTON et al., 2000; NIEMANN, 1991).

As pesquisas realizadas na área de criopreservação de gametas e embriões de organismos aquáticos têm avançado muito pouco quando comparada às realizadas com animais e plantas terrestres. Até o presente momento, a criopreservação tem sido empregada com sucesso na criopreservação do sêmen de peixes, tornando-se uma ferramenta importante para a conservação da variabilidade genética das populações de peixes que estão ameaçadas de extinção (CHAO & LIAO, 2001). Além disso, a criopreservação do sêmen de peixes permite: sincronização da disponibilidade de gametas, melhor aproveitamento do volume de sêmen disponível, redução de custos relativos à manutenção do plantel de reprodutores machos, facilita o transporte de gametas e permite a seleção dos gametas de melhor qualidade (SUQUET et al., 2000).

As principais etapas na criopreservação de sêmen de peixes incluem: (i) coleta do sêmen; (ii) avaliação microscópica da qualidade seminal; (iii) adição da solução crioprotetora; (iv) envase; (v) congelamento e armazenamento; (vi) descongelamento; (vii) fertilização e acompanhamento do desenvolvimento embrionário e larval.

No Brasil, a formação de bancos de sêmen criopreservados de peixes já estão sendo realizados. Um exemplo, é o banco de sêmen de peixes do Pantanal que tem por objetivo promover a manutenção da diversidade genética de peixes de valor econômico para futuros programas de recomposição de estoques e para programas de piscicultura com fins comerciais (RESENDE & MARQUES, 2009). Já existem sêmens congelados de *Salminus brasiliensis* (dourado), *Conorynchos conirostris* (pirá) e *Pseudoplatystoma corruscans* (surubim) para a Bacia do São Francisco. Também há bancos de sêmen de *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado), *Pseudoplatystoma fasciatum* (cachara), *Piaractus mesopotamicus* (pacu), *Salminus brasiliensis* (dourado) e *Brycon microlepis* (piraputanga), para a bacia do Alto Paraguai, que estão depositados na Embrapa Pantanal (HILSDORF et al., 2012).

Para a Bacia do Rio Uruguai, existem sêmens congelados de *Salminus brasiliensis*, *Brycon orbignyanus* (piracanjuba), *Leporinus obtusidens* (piava), *Prochilodus lineatus* (curimatá), *Steindachneridion scripta* (suruvi) e *Pseudoplatystoma corruscans* (pintado), provenientes especialmente do alto Rio Uruguai e depositados na Universidade Federal de

Santa Catarina. Além disso, há amostras de populações selvagens e algumas F1 nascidos em cativeiro de parentais selvagens nessa mesma universidade (HILSDORF et al., 2012). No entanto, é desconhecido procedimentos desse tipo para o Médio e Baixo Uruguai.

Apesar do sucesso no estabelecimento de bancos criogênicos de sêmen para algumas espécies da ictiofauna brasileira, protocolos de criopreservação de ovócitos e embriões de peixes ainda não lograram êxito até o presente momento (TSAI & LIN, 2012; SALMITO-VANDERLEY et al., 2015). O estabelecimento de protocolos de criopreservação de embriões e ovócitos seria uma outra alternativa para a conservação de espécies ameaçadas de extinção, manutenção dos estoques de pesca, bem como a criação de bancos genéticos.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Levando em consideração o aumento contínuo da degradação das nossas bacias hidrográficas, o estabelecimento de bancos genéticos se torna imprescindível para a conservação da ictiofauna brasileira. Além disso, os bancos genéticos poderiam ser utilizados para a melhoria da produtividade de espécies nativas através de programas de melhoramento genético pelo setor aquícola.

Com relação à bacia do rio Uruguai, seria interessante uma maior interação dos diferentes setores da sociedade no estabelecimento de um banco genético central, já que as iniciativas para a preservação dos recursos genéticos ainda são incipientes e têm sido realizadas de maneira isolada.

## 6. REFERÊNCIAS

- ALVEZ A.L. et al. . (2014). Riscos genéticos da produção de híbridos de peixes nativos. Palmas, Tocantis: **Embrapa Pesca e Aquicultura**.
- BARROSO, A.S. et al. (2013). Implantação do banco de DNA de peixes da bacia Araguaia-Tocantis: Aplicações na taxonomia, produção e conservação de recursos genéticos. **Revista Integralização Universitária**, pp. 173-180.
- BILLARD, R.J.; COSSON, S.B.; NOVEIR, M. (2004). Cryopreservation and short-term storage of sturgeon sperm, a review. **Aquaculture**, pp. 1-9.
- BORÉM, A.; SANTOS, F.R. (2001). Biotecnologia Simplificada. Visconde do Rio Branco, MG: **Suprema**.
- 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**.
- CHAO, N-H.; LIAO, I.C. (2001). Cryopreservation of finfish and shellfish gametes and embryos. **Aquaculture**, pp. 161-189.

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

- DENNISTON, R.S.; MICHELET, S.; GODKE, R.A. (2000). Principles of cryopreservation. In: T. a. Mazik, Cryopreservation in aquatic species (pp. 59-74). Baton Rouge: **World Aquaculture Society**.
- FAUVEL, C. et al. (1998). Cryopreservation of sea bass (*Dicentrarchus labrax*) spermatozoa in experimental and production conditions. **Aquatic Living Resource**, pp. 387-394.
- GOSS, R.; STAGG, M. (1957). The regeneration of fins and fin rays in *Fundulus heteroclitus*. **Journal of experimental Zoology**, pp. 487-507.
- HAHN, L.; CÂMERA, L.F. (2000). Ictiofauna do rio Uruguai: pesquisas e impactos. **Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia**, 58, pp. 9-11.
- HEBERT, P.D.N. et al. (2003). Biological identifications through DNA barcodes. **Proceedings of the Royal Society of London**, 270, pp. 313-321.
- HILSDORF, A.W.S.; RESENDE, E.K.; ORFÃO, L.H. (2012). Conservação e Manejo de Recursos Genéticos Aquícolas. In: A. S. Costa, Conservação de Recursos Genéticos (pp. 483-508). Brasília, DF: **Embrapa**.
- LANGANI, F. et al. (2007). Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, 7, pp. 181-187.
- NIEMANN, H. (1991). Cryopreservation of ova and embryos from livestock: current status and research needs. **Theriogenology**, pp. 109-124.
- PAIM, E.S.; ORTIZ, L.S. (2006). Hidrelétricas na bacia do rio Uruguai: Guia para ONG's e movimentos sociais. Porto Alegre: **Núcleo Amigos da Terra Brasil**.
- PEGG, D.E. (2007). Principles of Cryopreservation. In: J. S. Day, Methods in molecular biology: Cryopreservation and freeze-drying protocols (pp. 39-58). **Totowa: Humana Press Inc**.
- PITAMEIA, L.R. et al. (2011). Levantamento, organização, ampliação e divulgação da coleção biológica do Nupilabru. SIEPE.
- RESENDE, E.K.; MARQUES, D.K.S. (2009). Criopreservação de sêmen de peixe. Corumbá: **Embrapa Pantanal**.
- ROSA, R.S.; LIMA, F.C.T. (2005). Lista da fauna ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. In: A. M. Machado, Peixes (pp. 65-81). Belo Horizonte: **Fundação Biodiversidade**.
- SALMITO-VANDERLEY, C.S.B. et al. (2015). Conservação de gametas e embriões de peixes teleosteos. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, 39, pp. 184-188.
- SAMBROOK J.; FRITSCH, E.F.; MANIATIS, T. (1989). Molecular Cloning: A Laboratory Manual. 2nd edition. New York: **Cold Spring Harbor Laboratory Press**.
- SANTOS, F.R.; GUIMARÃES, P.E.M.; REDONDO, R.A.F. (2002). Bancos de DNA: coleções estratégicas para estudos da biodiversidade. **Lundiana**, pp. 93-98.
- SANTOS, G. (2000). Aspectos importantes para a piscicultura do gênero *Leporinus* Spix, 1829- uma revisão. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, pp. 151-156.
- SUQUET, M. et al. (2000). Cryopreservation of sperm in marine fish. **Aquaculture research**, pp. 231-243.

SVERLIJ, S.B. et al. (2006). Guia ilustrada de las especies mas comunes del rio Uruguay inferior y el embalse de Salto Grande. Uruguay / Argentina: **Comisión Administradora del Rio Uruguay**.

TSAI, S.; LIN, C. (2012). Advantages and applications of cryopreservation in fisheries science. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.55, pp. 425-433.

## CAPÍTULO 10

# ASPECTOS DA BIOLOGIA ALIMENTAR DO *ASTIANAX JACUHIENSIS* (COPE, 1894), NO RIO URUGUAI MÉDIO, OESTE DO RIO GRANDE DO SUL, PAMPA BRASILEIRO

---

Andreza Lima de Sousa  
Marcus Vinicius Morini Querol

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O *Astyanax jacuhienses*, conhecido popularmente como lambari, pertence à família Characidae, possuindo uma ampla distribuição doceaquícola, desde o Norte até o Sul brasileiro. As espécies mais importantes dessa família são os lambaris do rabo amarelo: *Asianax bimaculatus* (sinônimo de *A. jacuihensis*); e lambaris do rabo vermelho *A. faciatus*. Para essas espécies, já existem vários estudos desenvolvidos desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (VILELLA, 2001).

A variação alimentar do *Astyanax jacuhiensis* é compreendida por detritos do fundo dos rios, restos de vegetais, microorganismos, invertebrados e peixes. Desse modo, o lambari é caracterizado com o hábito alimentar onívoro, ou seja, por se alimentar de itens de origem animal e vegetal, ambas as partes equilibradas (ANDRIAN et al., 2006). Entretanto, por apresentar predominância alimentar a restos de vegetais e de insetos, estudos indicam que o gênero é caracterizado com tendência herbívora-insetívora (VILELA; HAYASHI, 2001).

Os lambaris apresentam um papel fundamental na cadeia alimentar do ecossistema de água doce, pois são um dos principais predadores de larvas de insetos, além de ser um controlador biológico natural, servindo também, como alimento vivo para cultivos de peixes carnívoros. A diminuição desses peixes em ambientes naturais pelas práticas de pescas esportivas ilegais, além de outros fatores, proporciona a redução de espécies carnívoras, resultando um desequilíbrio ecológico (GARUTTI, 2003).

As modificações nas comunidades dos peixes dos rios podem ser afetadas por causas naturais, climáticas e por condições limnológicas. No em tanto, a ecologia alimentar das espécies faz com que haja variações nas dinâmicas das populações. Conseqüentemente, a ciência sobre as alimentações de peixe de água doce é indispensável, pois traz conhecimentos básicos da biologia e fisiologia dos mesmos (VITULE; ARANHA, 2002). A exemplo disso, a energia é direcionada para as principais finalidades como: reprodução e fuga de predadores. Para os lambaris, o alimento após ser ingerido começa liberar energia

para diversas vias de organismos, porém alguns alimentos não são facilmente digeridos, como exoesqueleto de insetos, celulose e lignina de plantas (CORREIA; SILVA, 2010).

A verificação do hábito alimentar também colabora para o conhecimento da ocupação de habitat pelas espécies e para auxiliar na compreensão relacionada ao comportamento, disponibilidade de alimento, variação sazonal e temporal (CORREIA; SILVA, 2010).

Grande parte desses indivíduos se alimenta de acordo com a oferta de itens disponíveis no meio ambiente. Por esse motivo, facilmente são incluídos novos alimentos em sua dieta, de forma que seu hábito alimentar pode ser modificado de acordo com as alterações morfológicas sofrida pelo peixe ao longo de sua vida (DURÃES et al., 2001).

Os peixes que utilizam das estratégias forrageiras são facilmente nutridos pelos mais diversos recursos alimentares. O alimento consumido auxilia no reconhecimento da ictiofauna, grupos tróficos distintos e estrutura da população (ZATTI et al., 2012).

Por conta disso, estudos relacionados à ecologia alimentar referente a esse gênero estão sendo mais praticados através das análises do conteúdo estomacal dos indivíduos, por apresentar dados mais precisos, em detrimento do uso do método da análise de intestino. As análises do conteúdo estomacal resultam dos três métodos primordiais, os quais são: volumétrico, numérico e gravimétrico. Assim, podendo se caracterizar a composição da dieta sendo representada por uma lista de presas e suas respectivas frequências de ocorrências ou quantidades, podendo fazer comparações temporais como: estações, anos e períodos dos dias; como também espaciais, relacionado a diferentes locais (VITULE; ARANHA, 2002).

Isto posto, apresentamos abaixo a identificação de hábitos alimentares da espécie *Astyanax jacuhiensis*, o mês de maior atividade alimentar e a frequência de ocorrência numérica do item alimentar composto na dieta, o índice de repleção e o coeficiente estomacal.

## 2. INTRODUÇÃO

No Rio Grande do Sul, trabalhos na bacia do rio Uruguai médio relacionados com as comunidades de *Astyanax* são relativamente escassos. Estudos sobre a composição da ictiofauna e entendimento dos mecanismos e suas funções contribui para as avaliações de prováveis alterações ambientais e definições de impactos sobre o ambiente e seus diversos componentes (COPATTI, 2009).

Uma das famílias que compõe a comunidade do rio Uruguai médio é a família Characidae, que é uma das maiores e completas entre os peixes neotropicais. São animais que possuem várias formas corporais, ocupando diferentes habitats e desenvolvendo vários hábitos alimentares (DIAS; FIALHO, 2009).

Lambari é o nome popular escolhido para abranger várias espécies do gênero *Astyanax*, da família Characidae (SUSSEL, 2012). Possui uma extensa distribuição geográfica, que vai dos Estados Unidos à Argentina (THOFEHRN, 2011).

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

O gênero *Astyanax* é composto por um grupo amplo de representantes que dificulta sua taxonomia, considerando as semelhantes formas corporais. A espécie *A. jacuhiensis* já teve vários nomes científicos de origem, nome reconhecido pela região Sul, por uma determinada população do rio Jacuí, RS, Brasil. Antes desse nome, a espécie era conhecida como *Tetragonopterus jacuhiensis*, onde mais tarde foi transferido para o gênero *Astyanax*. Esta espécie é considerada semelhante aos *Astyanax bimaculatus* e *eigenmanniorum*, (PACHECO et al., 2010).

Referente ao seu hábito alimentar, os lambaris geralmente são onívoros, havendo uma preferência alimentar por invertebrados aquáticos (COPATTI et al., 2012). Peixes do gênero *Astyanax* são considerados também oportunistas, se aproveitam de condições ambientais e oferta de alimento (CORREIA; SILVA, 2010). Segundo Sussel (2012), o conteúdo estomacal encontrado nos lambaris apresenta proporções equivalentes de vegetais (sementes, frutos, algas, macrófitas) e animais (insetos aquáticos e terrestres), demonstrando que se trata de uma espécie onívora com tendência herbívoro-insetívora, o que representa uma característica oportunista.

Segundo Casemiro et al. (2002), os lambaris em seu habitat natural têm o hábito alimentar herbívoro, e que alterações sazonais fazem com que ocorra predomínios por diferentes dietas, como nos períodos de primavera e verão, que há certa preferência por frutos e insetos. As estações coincidem por haver árvores frutíferas e insetos terrestres fazendo revoadas. Outro motivo que facilita os *Astyanax* fazerem estas predações é que nestes períodos o nível da água é alto, sendo assim, possibilitando a proximidade dos lambaris com a vegetação.

No Brasil, a importância dos lambaris é o auxílio como indicadores de qualidade de água (COPATTI et al., 2012), além de servir como alimento vivo para outros animais carnívoros que estão sendo produzidos em piscicultura (SUSSEL, 2012). Dessa forma, trabalhos sobre a alimentação dos lambaris são relevantes, pois trazem à tona conhecimentos fundamentais sobre a bionomia das espécies (MENEZES, 1996).

A observação da anatomia do peixe permite obter informações sobre seus hábitos alimentares, ao passo que o exame do conteúdo gástrico oferece uma boa estimativa do alimento preferido ou o menos preferido, o que serve como parâmetro para orientar estudos sobre sua alimentação (KEHAST; WEBB, 1966; KEAST, 1970; HOBSON; CHESS, 1986; WOOTTON, 1990).

Segundo Fugi e Hahn (1991), estudos sobre a morfologia do trato digestório, aliados à disponibilidade de alimento no ambiente, avaliado através de análise do conteúdo, é fundamental para o delineamento da estrutura trófica do ecossistema, bem como o nível trófico ocupado pelas espécies, fornecendo subsídios para implementações de técnicas de cultivo.

A ciência de hábitos alimentares e as práticas do conteúdo estomacal se tornou um método padrão. As análises dos conteúdos do estômago concedem importantes parâmetros da nutrição de peixes e as verificações quantitativas de hábitos alimentares, que seria uma informação relevante para a gestão de pesca. Explorar o conteúdo intestinal apenas indicaria

o estado alimentar do animal. É importante comentar que estudos sobre o hábito alimentar servem para fornecer qual é o alimento mais consumido pelo peixe, determinar a variação de nutrição e para quantificar a porcentagem de consumo de presas de cada indivíduo (ZACHARIAS, 2008).

Ocorrências de variação sazonal acabam afetando a disponibilidade de alimentos de determinadas espécies. Sendo assim, algumas espécies acabam migrando para outros habitats por busca de maior quantidade de alimentos, mas em alguns peixes pode acontecer adaptabilidade trófica, onde os peixes teriam habilidades de se adaptar a uma grande diversidade de fontes de alimentos, buscando uma alimentação mais rica nutricionalmente para suprir suas necessidades. Isso indica como os peixes são flexíveis suficientes para mudar o seu comportamento alimentar em caso de ausência de alimento. Estudos dessa temática também auxiliam em formulações de rações para o cultivo das espécies (ATANAN, 2014).

Estudos referentes à espécie *Astyanax jacuhiensis* na região da Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul são escassos, sendo esta uma espécie pouco explorada em relação à sua disposição alimentar. Aqui apresentamos uma contribuição para o conhecimento da dieta alimentar da espécie ao decorrer de um ano, avaliando a alimentação do *Astyanax jacuhiensis* no rio Uruguai médio, Município de Uruguai, RS, Pampa Brasileiro, fornecendo subsídios para estudos posteriores, tanto em relação ao nicho da espécie como para o potencial de cultivo.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado no rio Uruguai, na região do Pampa, em seu curso médio, situado no município de Uruguai, RS (Figura 1). Os peixes foram coletados no período de maio de 2014 a abril de 2015, a média de captura dos indivíduos foi de 20 peixes mensais, com o intuito de abranger um ciclo anual de investigação sobre a dinâmica alimentar da espécie *Astyanax jacuhiensis* (COPE, 1894), (Figura 2).

Para a captura dos peixes se utilizou 6 redes de malhas de 1,5 (mm) entre nós adjacentes e com altura de 1,5 (mm) e uma rede de arrasto manual do tipo picaré, com 5 (mm) de malha, sendo distribuídas em dois pontos: cacaréu 29°45'33"S 57°6'0"W, e próximo à ponte internacional Agustín Justo Getúlio Vargas, nas coordenadas latitude 29°44'56.10"S, longitude 57°44'56.10".



## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Figura 1: Mapa destacando a localidade, onde os exemplares foram coletados.

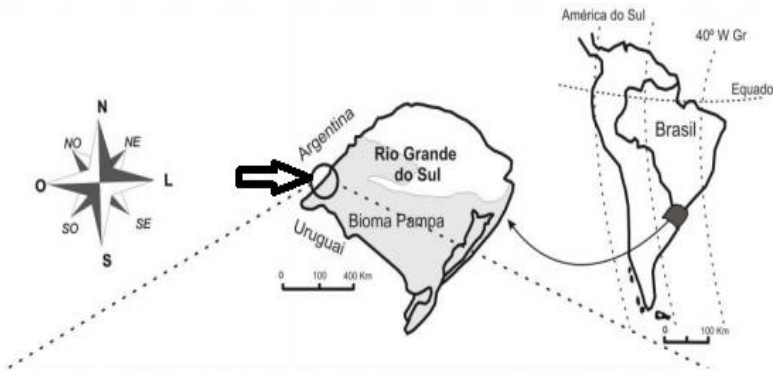


Figura 2: Exemplar de *Astyanax jacuhiensis*, capturado na Bacia do rio Uruguai Médio, município de Urugaiana/RS, Pampa Brasileiro.



Os exemplares obtidos foram inicialmente inseridos em gelo e mortos por resfriamento, conforme orientação do Conselho regional de Biologia (CRBIO) para minimizar os impactos produzidos sobre o animal. Após a morte, os animais foram fixados por formol a 10%, injetado na cavidade celomática (MARTOJA; MARTOJA-PIERSON, 1970). Posteriormente, os peixes foram conduzidos em recipientes plásticos para o laboratório de biologia e ecologia de peixes.

As pesquisas foram realizadas no Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai (NUPILABRU) da Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), Campus Uruguaiana/RS. No laboratório, os peixes foram medidos, pesados e eviscerados. Para cada exemplar se registrou o comprimento total (Lt), o comprimento padrão (Ls), comprimento do estômago (Lte) e comprimento do intestino (Lti) em milímetros, com auxílio de um ictiômetro. O peso total (Wt), peso do fígado (Wf), peso do estômago (We), peso do intestino (Wi) e peso do conteúdo estomacal (Wce) foram determinados através de balança de precisão (0,001 g). O intestino e o estômago após serem medidos e pesados foram colocados em recipientes de vidro pequenos e previamente identificados com o número do código do indivíduo, dia, mês, ano e espécie. Os estômagos foram abertos mediante um corte longitudinal, e os conteúdos alimentares separados para a análise dos itens que compõem a dieta.

O material retirado do interior do estômago foi colocado em frascos de vidros identificados com álcool a 70% para sua conservação. O conteúdo estomacal foi analisado com o auxílio de uma lupa estereoscópica.

Para determinar possíveis variações na atividade alimentar ao decorrer do ano foi adotada a metodologia utilizada por (QUEROL, 1993), utilizando para cada exemplar as relações descritas abaixo.

Para identificar o período de maior atividade alimentar, foi utilizada a equação:

$$We-Wt = \frac{We}{Wt}$$

We = Peso do estômago;

Wt = Peso total do indivíduo.

- Coeficiente estomacal (QE), denominada por (HARTZ, 1991), sendo expressa pela equação:

$$Lte-Wt = \frac{Lte}{Wt}$$

Lte = Comprimento total do estômago;

Wt = Peso total do indivíduo.

O cálculo para o índice hepatossomático (IHS), com intuito de determinar onde está sendo direcionado o uso da energia da espécie, foi realizado através da equação:

$$IHS = \frac{Wf \times 100}{Wt}$$

Wf = Peso do fígado;

Wt = Peso total do indivíduo.

As fórmulas utilizadas foram adaptadas para caracterizar o hábito alimentar desta espécie (HARTZ, 1991; QUEROL, 1993).

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

O cálculo da frequência de ocorrência (F) dos componentes da dieta alimentar foi realizado seguindo a equação de Parra de Loré (1992):

$$F = \frac{NEO \times 100}{NEE}$$

Onde:

NEO = Número de estômagos onde se encontrou um determinado organismo.

NEE = Número de estômagos examinados.

A ocorrência numérica (ON) foi obtida utilizando-se a expressão descrita por Parra de Loré (1992):

$$ON = \frac{NODP \times 100}{NTPP}$$

Onde:

NODP = Número de ocorrência de determinada presa

NTPP = Número total de presas presentes

Para os diferentes índices de repleções de cada exemplar se utilizou o método de Zavala & Camim (1996), onde foi determinado quatro tipos de volumes de conteúdo estomacal, sendo que cada um interpretado de forma independente: **a** – cheio; **b** – parcialmente cheio; **c** – parcialmente vazio (1% a 10%); e **d** – vazio.

## 4. RESULTADOS

Durante o período de estudo, foram investigados 243 exemplares de *Astyanax Jacuhiensis*, sendo 132 fêmeas e 111 machos. Em relação ao grau de repleção das fêmeas, os maiores índices de estômagos repletos de alimento foram registrados para o período de abril a julho, correspondente às estações de outono-inverno e para o período de agosto a outubro, correspondendo ao final do inverno e primavera. A porcentagem anual do grau de repleção foi compreendido em cheio, 42%; parcialmente cheio, 16 %; parcialmente vazio, 27%; e vazio, 15% (Figura 3). Essa atividade pode estar indicando uma preparação para o inverno rigoroso na região e para o período de atividade reprodutiva, onde os peixes requerem uma boa alimentação para o processo reprodutivo. Em relação aos machos, estes tiveram as maiores atividades alimentares, ou seja, os maiores índices de conteúdos alimentares, durante todo ciclo anual, excetuando o mês de julho. Em relação à porcentagem anual do grau de repleção para machos, foi registrado como cheio, para 61%; parcialmente cheio, para 14%; parcialmente vazio, em 14%; e vazio, em 9% dos indivíduos (Figura 4). Contudo, registram-se para os mesmos períodos encontrados para as fêmeas, os índices de conteúdos parcialmente cheios. Desta forma, se pode inferir que a espécie tem um comportamento sazonal-alimentar.

Figura 3: Grau de repleção das fêmeas de *Astyanax jacuhiensis* no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguaiiana, Brasil.

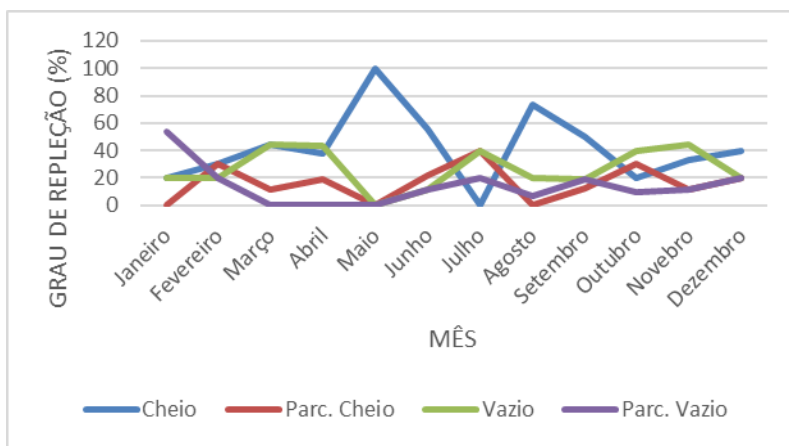
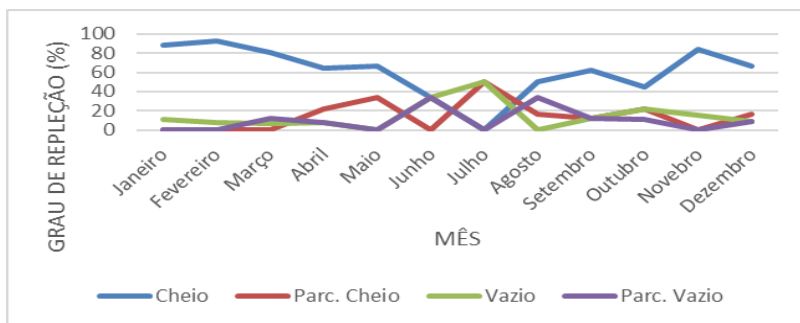


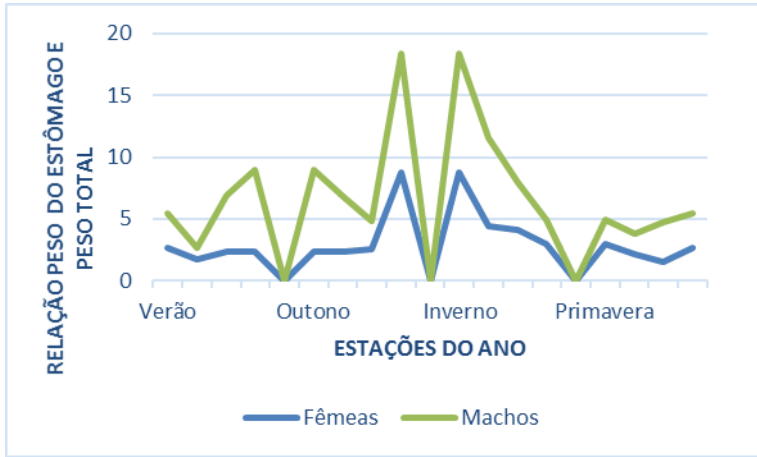
Figura 4: Grau de repleção dos machos de *Astyanax jacuhiensis* no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguaiiana, Brasil.



Através da relação de peso do estômago e peso total ( $R_{We}/WT$ ), para ambos os sexos da espécie *A. jacuhiensis*, registrou-se uma maior atividade alimentar no final de outono e início do inverno, com destaque para o mês de junho (Figura 5). Os dados observados corroboram os obtidos através dos índices determinados de repleção.

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Figura 5: Relação peso do estômago (We) e peso total (WT) de fêmeas e machos *Astyanax jacuhiensis* no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguaiana, Brasil.



Em relação ao IHS das fêmeas, se observou que os lambaris acumulam energias para suportar o período de inverno, coincidindo aos dados obtidos na relação (We/WT) (Figura 5). Outro pico de atividade ocorre na primavera, sugerindo que o fígado também está disponibilizando suas energias para o período de reprodução (Figura 6).

Em relação aos machos, grande parte da energia está relacionada ao período de inverno (Figura 7). A diferença no comportamento entre machos e fêmeas da espécie pode estar relacionada à necessidade das fêmeas também necessitarem de energia para vitelogenese, além de suportarem o inverno.

Figura 6: Índice hepatossomático das fêmeas *Astyanax jacuhiensis* no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguaiana, Brasil.

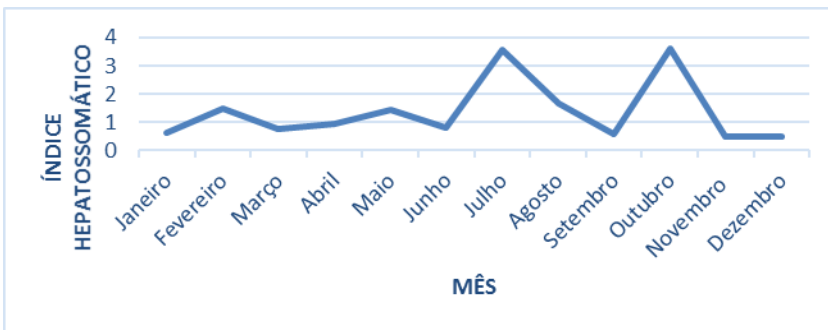
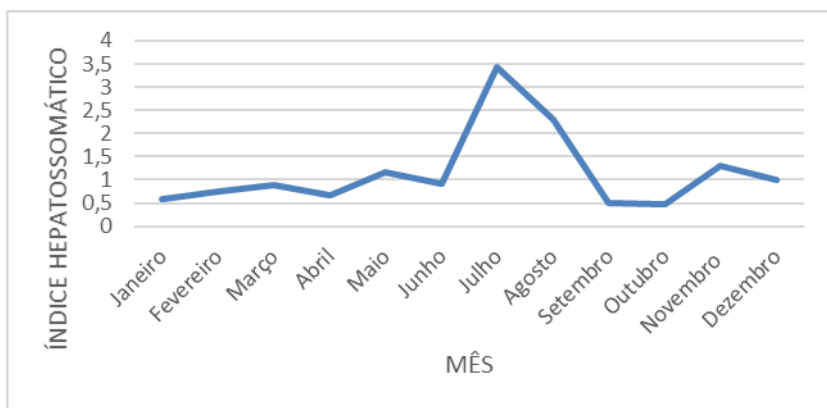
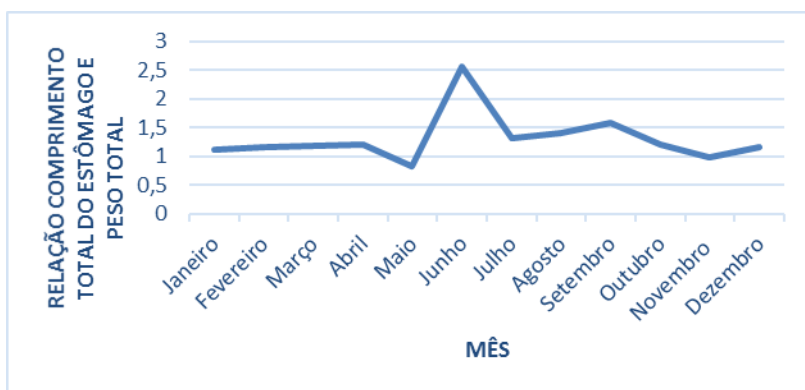


Figura 7: Índice hepatossomático dos machos *Astyanax jacuhiensis* no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguiana, Brasil.



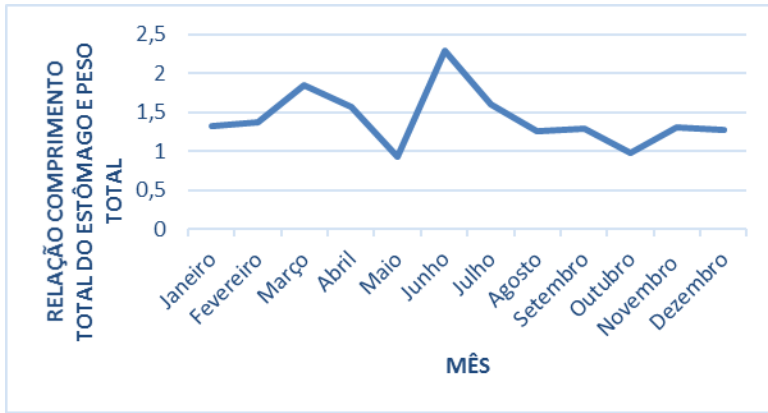
Ao analisar a relação comprimento total do estômago e peso total do indivíduo (LTe/WT), para ambos os sexos, obteve-se dados semelhante aos obtidos na relação We/WT, determinado os índices de maiores atividades do fim do inverno para fêmeas (Figura 8) e machos (Figura 9).

Figura 8: Relação comprimento total do estômago e peso total das fêmeas de *Astyanax jacuhiensis*, no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguiana, Brasil.



**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

Figura 9: Relação comprimento total do estômago e peso total dos machos de *Astyanax jacuhiensis*, no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguaiana, Brasil.



Em relação à frequência de ocorrência (Figura 10) e ocorrência numérica (Figura 11), foi possível verificar como preferência alimentar os seguintes achados: restos de insetos não identificados; insetos das ordens Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Lepdoptera, Pentatomidae e Orthoptera; resto de animais não identificados; restos de peixes; sementes; casca de arroz, arroz, vegetais não identificados; fitoplâncton e zooplâncton; sedimento e material em processo de digestão final. O maior registro de frequência de ocorrência registrou-se para o arroz, seguido de sementes, insetos não identificados e restos de animais não identificados.

Figura 10: Frequência de ocorrência de fêmeas e machos, preferência alimentar de *Astyanax jacuhiensis* no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguaiana, Brasil.

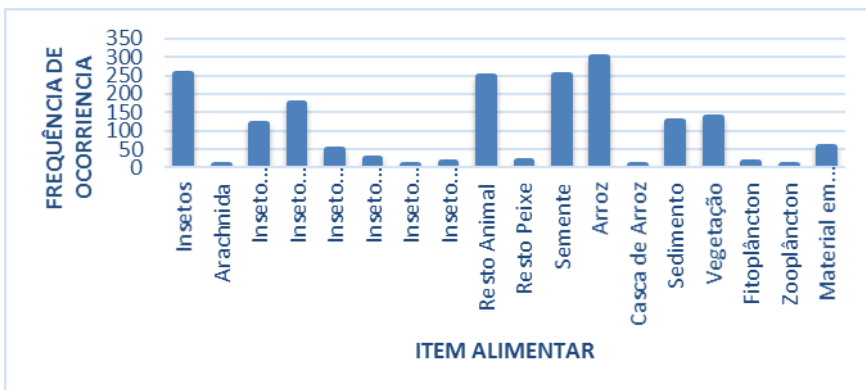
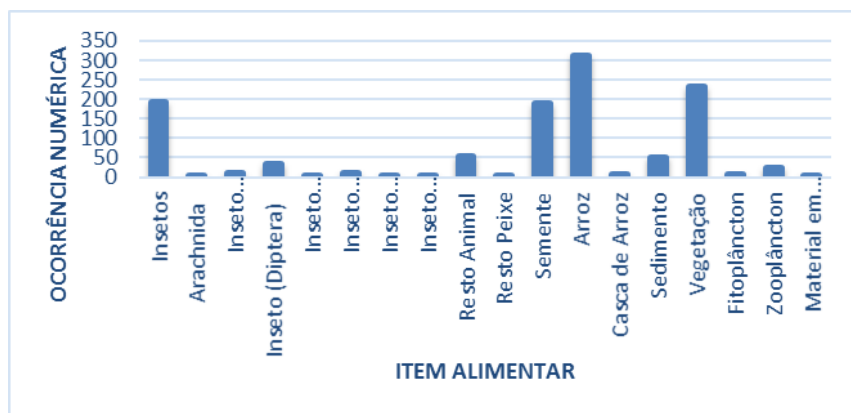


Figura 11: Ocorrência numérica de fêmeas e machos, preferência alimentar de *Astyanax jacuhiensis* no período de maio de 2014 a abril de 2015, coletados na bacia do rio Uruguai em seu curso médio, Oeste no Rio Grande do Sul, no município de Uruguaiiana, Brasil.



## 5. DISCUSSÃO

Os estudos realizados por Correia & Silva (2010) para a espécie de *Astyanax asuncionensis*, nos períodos de novembro, dezembro e janeiro, observaram os seguintes graus de repleção: 27% de cheio; 16% parcialmente cheio; 15% parcialmente vazio e 42% vazio. E nos meses de junho, julho e agosto registrou 14% cheio; 22% parcialmente vazio e 64% vazio. Os autores descrevem que esses resultados estão relacionados às modificações das variações sazonais e disponibilidade de alimento, ocorrendo uma modificação na dieta da maioria dos peixes do gênero *Astyanax*. Esses resultados são diferentes aos encontrados para a espécie *Astyanax jacuhiensis*, fato que pode ter relação com os períodos sazonais. Destaca-se que na região do rio Uruguai médio, tem-se invernos rigorosos o que faz com que as espécies tenham uma adaptação comportamental. Ainda, os dados são semelhantes aos encontrados por Bastos (2002), que descreve para *Astyanax* sp. o índice de repleção como constante, mas havendo picos no inverno e verão.

Verificou-se que o maior número de atividade alimentar para a espécie de *Astyanax jacuhiensis* está localizado nas estações de outono e inverno (Figura 5). Corroborando com esse resultado, Bastos (2002) também descreve para o gênero de *Astyanax* sp, os períodos de inverno. Diferentemente, Andrian et al. (2001), estudando a espécie *Astyanax bimaculatus*, aponta que o maior registro de atividade alimentar está nas estações de primavera e verão.

Em relação ao índice hepatossômico do gênero *Astyanax* sp, Bastos (2002) registrou acontecer nas estações de outono, inverno e primavera, reservando a energia para os períodos com temperatura baixas. Querol (1998), estudando *Loricariichthys platymetopon*, na mesma região deste estudo, obteve um maior índice a partir de maio até julho, tendo picos para fêmeas em maio e junho para machos, coincidindo com os resultados



da espécie *Astyanax jacuhiensis*. O autor informa que as reservas estão sendo acumuladas para o período de inverno, pois o IHS está relacionado com o acúmulo das energias para serem utilizadas na reprodução ou suportar os períodos de temperaturas baixas.

Por não haver muitos estudos relacionados ao comprimento total do estômago (LTe) e peso total (WT), e por ter mais estudos referente ao hábito alimentar analisando o intestino do animal, não foi encontrado outros autores que descrevessem a relação LTe/WT, porém, Querol (1998), para espécie *Loricariichthys platymetopon*, identificou na relação comprimento total do intestino (LTi) e comprimento total (LT) uma maior atividade nas estações de outono e inverno, que veio a corroborar com os resultados deste estudo.

Conforme os autores Gamiero & Braga (2003) descrevem, a frequência de ocorrência alimentar para espécie *Astyanax altiparanae* é de sementes. Esse dado está em consonância com nosso estudo que aponta para maior frequência de arroz, que é a principal cultura do agronegócio da região do Pampa, seguida de sementes em geral. Além desses, os insetos também são bem representados na dieta do lambari. Segundo Felipe et al. (2007), a preferência alimentar de *Astyanax bimaculatus* encontrada em seu estudo foi de sedimento, matéria orgânica, escamas, algas, insetos, arroz, moluscos e semente. Correia & Silva (2010) descrevem como itens alimentares de maior frequência para *Astyanax asuncianensis* os insetos das ordens *Coleoptera*, *Diptera*, *Hemiptera*, *Hymenoptera*, larva de *coleoptera*, vegetação, frutos, semente, escama e sedimento, havendo uma maior predominância para insetos, vegetação e *Coleoptera*. Segundo Peretti (2006), para a espécie *A. altiparanae*, a predominância de item alimentar é de algas, vegetação e insetos, das ordens: *Coleoptera*, *Ephemeroptera*, *Hymenoptera*, *Hemiptera*, *Odonata*, *Diptera*, *Lepdoptera*, *Orthoptera* e outros restos de insetos não identificados. Bastos (2002), para o gênero de *Astyanax* sp., relata maior ocorrência em matérias vegetais, insetos das ordens *Ephemeroptera*, *Diptera*, *Chiranamidae* e restos de outras ordens de insetos não identificadas.

## **6. CONCLUSÃO**

Pode-se concluir que durante os meses de inverno o lambari reserva energia para suportar as temperaturas baixas. Adicionalmente, se percebe uma maior atividade alimentar nesse período. Os itens encontrados na dieta sugerem que a espécie de *Astyanax jacuhiensis* possui um hábito alimentar onívoro, com tendência herbívora-insetívora.

## **7. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O estudo atingiu o objetivo de avaliar o hábito alimentar da espécie *Astyanax jacuhiensis*. Os resultados dos peixes, indicando ser onívoro com tendência herbívora-insetívora. Também pode-se ampliar a pesquisa conseguindo identificar os itens alimentares composto em sua dieta; determinar a frequência de ocorrência e ocorrência numérica entre os alimentos encontrados; o período do ano de maior atividade alimentar dos indivíduos e o

grau de repleção. Um dos alimentos destacados na frequência de ocorrência e ocorrência numérica foi o arroz. A região Oeste do Pampa Brasileiro, município de Uruguai, RS, tem uma predominância por cultivo do arroz. Além do mais, o município é reconhecido como um dos maiores portos secos e faz fronteira com a Argentina. Com um dos pontos de coleta se localiza abaixo da ponte internacional, sendo o trajeto de transportar de arroz, este grande índice encontrado nos estômagos dos peixes deve estar relacionado pela grande demanda de arroseiros e transporte que há na cidade.

Na realização das coletas, as dificuldades estavam relacionadas com as capturas dos *Astyanax jacuhiensis*, pois o peixe de maior captura no rio Uruguai era a espécie *Steindachnerina brevipinna*, da família Curimatidae, conhecida popularmente pela região como Biru.

Outro obstáculo vivenciado nas práticas de coleta foram as enchentes, acontecidas no período de inverno de 2014, apesar de não haver muitos dias de chuva em Uruguai, mas recebia o volume de água das chuvas das regiões do rio Uruguai alto, que desciam e aumentavam o volume de vazão na parte do rio médio e baixo do Uruguai. Contudo, mesmo com o advento das enchentes, foi possível ter um bom número de captura das espécies para compor significativamente a amostragem desse trabalho.

## 8. REFERÊNCIAS

- ATANAN, E.B. **Hábito Alimentar de Gerreidae da Baía de Camamu, Bahia**, 2014, (Mestrado de Sistemas Aquáticos Tropicais), Universidade Federal de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, 2014.
- ANDRIAN, I. F.; SILVA, H. B. R.; PERETTI, D.; Dieta do *Astyanax bimaculatus* (Linneus, 1758) (CHARACIFORMES, CHARACIDAE) da área de influência do reservatório de Corumbá, estado de Goiás, Brasil. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 23, n. 2, p. 435-440, 2001.
- ANDRIAN, I. F.; PERETTI, D.; LAMBRECHT, D. Recursos alimentares explorados por *Astyanax* (CHARACIFORMES, CHARACIDAE) em diferentes bacias hidrográficas. 2006.
- BASTOS, J. R. H. **Biologia Alimentar da Taxocense de Peixes do Rio Silveira (CABECEIRA DO RIO PELOTAS), São José dos Ausentes, Rio Grande do Sul, Brasil**, 2002, (Mestrado em Biologia Animal), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.
- CORRÊA, F.; SILVA, G. C. Hábito Alimentar de *Astyanax asuncinensis* (Géry, 1972) durante um Período de Seca e Cheia, no Córrego do Onça, Caxim, Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira**. Porto Alegre, v. 8, n. 4, p. 368-372, 2010.
- COPATTI, C. E.; ZANINI, L. G.; VALENTE, A. Ictiofauna da microbacia do Rio Jaguari, Juaguari/RS, Brasil, **Revista Biota Neotropica**, v.9, n.2, 2009.
- COPATTI, C. E.; COPATTI, B. R.; BARBOSA, S.; DAL SOLER, C.; Macrodieta de três espécies de peixes do Rio Cambará, Bacia do Rio Uruguai, **Perspectiva**, Erechim, p.36, 2012.

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

CASEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; FUGI R. Avaliação da dieta de *Astyanax altiparanae* Garutti & Britski, (Osteichthyes, Tetragonopterinae) antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Estado do Paraná, Brasil, **Acta Scientiarum Maringá**, v. 24, n. 2, p. 419-425, 2002.

DIAS, T. S.; FIALHO, C. B. Biologia alimentar de quatro espécies simpátricas de Cheirodontinae (Characiformes, Characidae) do rio Ceará Mirim, Rio Grande do Norte. **Iheringia Série Zoologia**, v. 99, p. 242-248, 2009.

FUGI, R.; HAHN, N. S. Espectro alimentar e relação morfológicas com o aparelho digestório de três espécies de peixes comedores do rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira Biológica**, v. 51, p. 873 – 879, 1991

FELIPE, J.; OLIVEIRA, M. T.; PORTO, E. A.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, A. C. S. Análise Dinâmica da Dieta Alimentar dos *Astyanax bimaculatus* (LINNAEUS, 1578) (CHARACIDADE), Lagoa Paiaguás no município de Cuiabá, Mato Grosso. In: Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de setembro, Caxambu – Mato Grosso, 2007. GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. O lambari *Astyanax altiparanae* (CHARACIDAE) pode ser um dispensador de semente? MARINGÁ, **Acta Scientiarum**, v. 25, n. 2, p 353- 360, 2003.

HARTZ, S. M. **Dinâmica populacional de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da Lagoa Emboaba, Osório, RS, (CHARACIFORMES, CURIMATIDAE)**, 1991, (Dissertação de mestrado em Ecologia), da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1991.

HOBSON, E. S.; CHESS, J. R. Relationships among fishes and their prey in a near shore sand community of southern California. **Revista Biológica Fish**, v.17, p. 201-226, 1986.

KEAST, A. & WEBB, D. Mouth and body form relative to feeding ecology in the fish fauna of a small lake, lake Opinicon, Ontario. **Revista Fish**, v. 12, p.1845-1874, 1966.

KEAST, A. Food specializations and bioenergetics interrelations in the fish faunas of some small Ontario waterways. In: STEELE, J. H. (ed.) Marine food chains. Los Angeles: Univ. Calif. Press, 1970.

MARTOJA, R. & MARTOJA-PIERSON. M. Técnicas de histologia animal. Toray: Masson. Barcelona, p. 341, 1970.

PARRA DE LORRÉ, B. J. Analisis del contenido estomacal y hábitos alimentícios de *Palabrax dewegeri* (Pisces, Serranidae) de los alrededores de la Islã de Cubagua y Punta de Araya, Venezuela. Bol. **Instituto Oceanografico**, v. 31, p. 73 -89, 1992.

PACHECO, B. R.; CAETANO, L. G.; JUNIOR, H. F. J.; DIAS, A.L. Os dados citogenéticos em *Astyanax jacuhiensis* (Characidae) no lago Guaíba e seus afluentes, Brasil, 2010.

PERETTI, D. **Alimentação e análise morfológica de quatro espécie de peixe (*Astyanax altiparanae*, *Parauchenipterus galeatus*, *Serrasalmus marginatus* e *Hoplias off malabaricus*) na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil**, (Doutorado em Ciências Ambientais), 2006, Universidade Federal de Maringá, Maringá, 2006.

QUEROL, E.. **Biologia y Ecologia de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), (Pisces, Erythrinidae) en la Cuenca del Rio Uruguay**, Brasil. Tese de Doutorado, Universitat de Barcelona. Barcelona, 1993. 213p

QUEROL, M. V. M.. **Biologia e Ecologia de Loricariichthys platymetopon (ISBRUCKER & NIJSSEN, 1979) (OSTEICHTHYES, LORICARIIDAE) na Barragem da Estância Nova Esperança, Município de Uruguaiana, Bacia do Rio Uruguai**, Rs, Brasil. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul., 1998. 67p.

THOFEHRN, B. S; LUCENA, C. A; Estudo taxonômico das espécies do gênero *Astyanax* Bair & Girard da bacia do rio Uruguai e Sistema da laguna dos Patos, sul do Brasil (Characiformes, Characidae). In: XII Salão de iniciação científica – PUCRS, 03 a 07 de outubro 2011.

SUSSEL, F. R.; **Fontes e níveis de proteína na alimentação do lambari-do-rabo-amarelo: desempenho produtivo e análise econômica.** (Tese de doutorado), 2012, Universidade de São Paulo, Pirassununga, 2012.

WOOTTON, R. J. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall, 1990. (Fish and Fisheries Ser.1). 1990. p.43.

ZAVALA-CAMIM, L. A. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá: Eduem, p. 129, 1996.

ZACHARIAS, P.U; Head, Demersal Fisheries Division Central Marine Fisheries Research Institute, Kochi. Trophodynamics and Review of methods for Stomach content analysis of fishes, 2008.

VITULE, J. R. S; ARANHA, J.M.R 2002 - Ecologia alimentar do lambari, *Deuterodon langei* Travassos, (Characidae, Tetragonopterinae), de diferentes tamanhos em um riacho da Floresta Atlântica, Paraná (Brasil) **Acta Biológica. Paranaense**, v. 31, p 137-150. 2002

## CAPÍTULO 11

# DETERMINAÇÃO DA IDADE E CRESCIMENTO DE *ASTYANAX JACUHIENSIS*, (COPE, 1894), NO RIO URUGUAI MÉDIO, MUNICÍPIO DE URUGUAIANA/RS, PAMPA BRASILEIRO

---

Luís Guilherme Alves Goulart  
Marcus Vinicius Morini Querol

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A aquicultura é uma indústria em rápido crescimento global, que inclui o cultivo de diversas espécies de peixes, crustáceos e moluscos em ambiente dulcícola e marinho (FAO, 2006). O cultivo racional de organismos aquáticos é uma prática antiga com 4.000 a 5.000 anos de história. No entanto, nos últimos 40 anos seu crescimento foi acelerado, tornando-se, na virada de milênio, uma das atividades agropecuárias que mais cresceu no mundo inteiro. (MOREIRA et al., 2001).

Entre as atividades aquícolas, podemos destacar a piscicultura, uma atividade que possibilita trabalhar com um grande número de espécies (robalo, pintado, cachará, jundiá, tilápia, dourado, carpas, etc.). Entre as espécies, podemos destacar o lambari, utilizada para consumo humano ou como forrageiro (GARUTTI, 2003; PORTO-FORESTI, 2010).

No passado, o lambari era considerado um invasor nos viveiros de piscicultura. Atualmente, é visto como uma espécie de grande potencial para aquicultura. O lambari possui algumas características desejáveis, como alta prolificidade, facilidade para obtenção de alevinos, adaptação a variações térmicas e crescimento precoce, atingindo peso comercial (10 – 15 g) em aproximadamente três meses (GARUTTI, 2003). Adicionalmente, o lambari apresenta um mercado promissor, pois é bem aceito como petisco e bastante procurado como isca viva para a pesca esportiva ou, ainda, pode ser industrializado na forma de conserva (PORTO-FORESTI et al., 2005). Em função disso, características importantes como biologia reprodutiva, densidade de estocagem e manejo alimentar tem sido estudadas (AGOSTINHO et al., 1984; VILELA ; HAYASHI, 2001; MEURER et al., 2005).

O gênero *Astyanax*, pertencente à família Characidae, corresponde à maior unidade dos Tetragonopterinae, sob o ponto de vista sistemático e constitui um dos gêneros dominantes da América do Sul (EIGENMANN, 1921). A representatividade deste gênero é bastante grande e complexa, com um número expressivo de representantes, sendo atualmente identificadas aproximadamente 74 espécies e subespécies. O nome comum desses peixes varia de região para região, sendo reconhecidos como “tambiú”, “piaba”, “piabinha”, “lambari-do-rabo-amarelo” e ainda outros nomes particulares e de uso local.

A família Characidae (Pisces, Characiformes) engloba a maior parte dos peixes brasileiros de água doce, incluindo também a grande maioria dos peixes de escama (BRITSKI, 1972). Na América do Sul essa família compreende cerca de 30 subfamílias e aproximadamente 250 gêneros, nos quais se incluem peixes de hábitos alimentares muito diversificados (herbívoros, onívoros, carnívoros) e que ocupam uma grande variedade de habitats (BRITSKI, 1972).

Tetragonopterinae é a subfamília de Characidae que representa o maior número de espécies no Brasil, sendo conhecida pelo fato de nela estarem incluídos os peixes vulgarmente chamados de lambaris. Essa subfamília está representada por toda a América do Sul e Central, estendendo-se da fronteira do México com os Estados Unidos até a Argentina (BRITSKI, 1972). As espécies de Tetragonopterinae, cujo hábito alimentar predominante é o onívoro, vivem em uma grande variedade de ambientes (BRITSKI et al., 1984).

*Astyanax* é considerado o gênero mais representativo da subfamília Tetragonopterinae, sendo um dos gêneros dominantes na América do Sul (EIGENMANN, 1921). Esse gênero apresenta distribuição geográfica ampla na região Neotropical e possui aproximadamente uma centena de espécies e subespécies nominais (GARUTTI; BRITSKI, 2000).

As estimativas para o tamanho de maturação sexual para *Astyanax* variam de 7,8 a 10,4 cm de comprimento total, conforme descrito por Nomura (1975), Agostinho et al. (1984) e Santos et al. (1991). Estima-se ainda que a idade da primeira maturação gonadal em condições naturais seja de 3 anos de vida (SANTOS et al., 1991) e em condições de cultivo esta ocorra logo aos 4 meses de vida (SILVA, 1996).

A heterogeneidade de tamanho do corpo é marcante nos lambaris durante as fases de alevino e juvenil, mantendo-se esta característica até a fase adulta. Uma expressão desta heterogeneidade é o dimorfismo sexual que se estabelece na fase adulta, em que as fêmeas, em geral, são maiores do que os machos (PORTO et al., 2005; SATO et al., 2006).

Considera-se que o estabelecimento de conhecimentos aprofundados sobre as características biológicas das espécies de peixes, neste caso representado pelo *Astyanax jacuhiensis*, e a utilização dessas informações em associação à aplicação de técnicas adequadas de manejo e de reprodução, de melhoramento genético dos estoques e de desenvolvimento e aplicação de protocolos específicos de metodologias em biotecnologia, poderão resultar na formulação de um modelo de desenvolvimento e incentivo para os piscicultores, ampliando as possibilidades de crescimento desta área.

O termo crescimento significa mudança de magnitude. Essas mudanças se referem a variações de diversas dimensões físicas como volume, peso, ou massa do corpo do organismo como um todo ou em seus vários tecidos em relação ao tempo; também dizem respeito ao conteúdo de proteínas, lipídios ou outros constituintes químicos do corpo, ou ao conteúdo calórico (energia) de todo o corpo ou de seus tecidos (WEATHERLEY; GILL, 1987).

Os peixes frequentemente respondem às mudanças que ocorrem no ambiente, as quais impõem mudanças sobre o crescimento, que são observadas durante sua vida. Essas

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

são variações sazonais nas taxas de crescimento que refletem os efeitos dos fatores ambientais (exógenos) e dos fatores endógenos (WOOTTON, 1991). Através do estudo desses fatores, é possível a compreensão das variações que ocorrem dentro e entre as populações de peixes.

Vários eventos durante a vida de uma espécie de peixe são responsáveis pelas variações que ocorrem em seus padrões de crescimento. A reprodução (BARBIERI, 1983); o fotoperíodo (ROSS & HUNSTMAN, 1982); a salinidade (FAGADE, 1974); o suprimento alimentar (BEVERTON & HOLT, 1957; BRUTON & ALLANSON, 1974; BOW & RING, 1978); o hábito alimentar (OLMSTED & KILAMBI, 1978) e as categorias tróficas, as quais os peixes pertencem (GRIMES, 1978). As estimativas dos parâmetros de crescimento de espécies ou populações ícticas são de importância fundamental, não apenas para o entendimento dos eventos de seu ciclo de vida e aspectos comportamentais, como também para a administração e manejo daquelas que se constituem em recursos pesqueiros, por serem indispensáveis para a estimativa da produção (NIKOLSKI, 1969; GULLAND, 1977).

A determinação da idade em peixes de regiões tropicais é um desafio, dado o fato das marcas de crescimento (anéis em estruturas ósseas dos peixes) não serem tão evidentes quanto nas regiões temperadas, onde os padrões de variação sazonal de temperatura e luminosidade são mais conspícuos. Como consequência, é possível que eventos de importância secundária determinem a formação de marcas que tenham nitidez semelhante àquelas sazonais utilizadas na determinação da idade. Isto requer um cuidado adicional na validação dos anéis e na consolidação dos dados. A validação dos anéis não é, entretanto, uma exigência restrita às determinações de idade de peixes de regiões tropicais. Apesar das dificuldades nesse tipo de estudo, particularmente na região tropical, a comunidade científica tem demonstrado que essa informação é fundamental para o ecológico, biológico e também do manejo dos recursos pesqueiros.

## **2. INTRODUÇÃO**

São poucas as informações sobre a biologia e ecologia dos peixes de água doce da região temperada neotropical, especialmente na bacia do rio Uruguai, da nascente até seu curso médio. Por isso, é difícil quantificar os efeitos derivados das mudanças ambientais naturais e as produzidas pelo impacto antrópico, que prejudicam e podem vir a agravar os efeitos sobre a ictiofauna (Querol, 1998).

Segundo Lima et al. (2003), o gênero *Astyanax* é considerado relativamente comum, sendo o mais diversificado da família Characidae. Revelando também várias formas semelhantes, formando um complexo, do ponto de vista taxonômico (GARUTTI; BRITSKI, 2000). Possui ampla distribuição geográfica e seus representantes são facilmente encontrados em rios neotropicais (BRITSKI, 1972).

Os representantes desse gênero são popularmente conhecidos como lambaris, tambúis, tetras ou piabas, sendo caracterizados por apresentarem linha lateral completa, dentes pré-maxilares dispostos em duas séries, nadadeira caudal nua, com escamas apenas

na base (BRITSKI, 1972), e habitam diversos ambientes, inclusive as águas de cabeceiras de rios e riachos.

Por muito tempo, o lambari foi visto como um invasor nos viveiros de piscicultura, contudo, à medida que o conhecimento sobre a espécie foi aprofundado, percebeu-se que o lambari tem grande potencial para aquicultura, possuindo algumas características desejáveis, como alta prolificidade, facilidade para obtenção de alevinos, adaptação a variações térmicas e crescimento precoce, atingindo peso comercial de 10 a 15 g em aproximadamente três meses (GARUTTI, 2003). Além disso, o lambari apresenta um mercado muito promissor, pois é bem aceito como petisco e bastante procurado como isca viva para a pesca esportiva podendo, ainda, ser industrializado na forma de conserva (PORTO, FOREST et al., 2005).

Mudanças ambientais impõem variações sobre o crescimento em peixes. Essas variações nas taxas de crescimento são sazonais e refletem fatores ambientais exógenos e endógenos (WOOTTON, 1991). Analisando alguns desses fatores, torna-se possível a compreensão das variações que ocorrem dentro e entre as populações de peixes. Diversos eventos que ocorrem durante a vida de uma espécie de peixe são responsáveis pelas variações em seus padrões de crescimento. A reprodução (BARBIERI & BARBIERI, 1983); o fotoperíodo (ROSS & HUNSTMAN, 1982); a salinidade (FAGADE, 1974); o suprimento alimentar (BEVERTON & HOLT, 1957; BRUTON & ALLANSON, 1974; BOWERING, 1978); o hábito alimentar (OLMSTED & KILAMBI, 1978) e as categorias tróficas, as quais os peixes pertencem (GRIMES, 1978).

Santos e Barbieri (1993) e Hartz (1991) confirmam que o crescimento em peixes não é uniforme, podendo ser mais acelerado em determinadas épocas do ano e lento ou nulo em outras. Hartz (1991) observa que nas épocas mais lentas ocorre uma diferença na deposição de cálcio nas estruturas ósseas dos peixes, através de marcas concêntricas conhecidas como anéis etários (SANTOS & BARBIERI, 1993). Nessas marcas de crescimento refletem-se tanto influências ambientais como internas (DOMANICO et al. 1993).

As estimativas dos parâmetros de crescimento das espécies de peixe são fundamentais para o entendimento de eventos do ciclo de vida. A determinação da idade através da contagem de anéis anuais em partes duras, como escamas, otólitos e vértebras é bem conhecida para peixes de regiões temperadas (RICKER, 1975), onde flutuações ambientais entre o verão e o inverno são bem nítidas. Em regiões onde as condições climáticas são menos variáveis, como as regiões tropicais e subtropicais, as marcas de aposição são menos definidas e há a necessidade de validar as marcas para que os parâmetros de crescimento obtidos sejam confiáveis e precisos (AMBRÓSIO & HAYASHI, 1997; AMBRÓSIO et al., 2003; FEITOZA et al., 2004).

As escamas foram as estruturas ósseas escolhidas para este estudo, por serem de fácil coleta, preparação e análise. Cutrim & Batista (2005) concordam que a estrutura seletiva e seu método de tratamento devem propiciar a melhor visualização do padrão de marcação. Por outro lado, a estrutura deve ser de fácil coleta e manuseio para facilitar o trabalho em larga escala, por sua vez, o número de anéis de crescimento apenas pode ser



relacionado com a idade se há identificação das marcas verdadeiras e se a cronologia do aparecimento das marcas é estabelecida.

Na parte central da escama há uma pequena área definida, chamada de foco. Quando a escama aumenta, os anéis concêntricos crescem, primeiramente, na margem anterior, que está em contato direto com a derme e, gradualmente, nas partes dorsal, ventral e posterior. Cada linha circular forma um anel concêntrico que se chama *circulus*, com maiores ou menores espaços entre os *circuli*. Nas imediações dos raios dorsais e ventrais, nota-se que certos *circuli* não completam a volta pela escama, decrescendo em comprimento, ficando próximos entre eles, apresentam solução de continuidade e, muitas vezes, estão anastomosados. Quando um *circulus* estabelece o máximo dessa irregularidade, recebe o nome de *annulus* ou anel anual, zona de crescimento retardado. A escama, terminando o seu atraso no crescimento, inicia um forte e novo crescimento, com a formação de mais um *circulus* completo; este é considerado o limite do *annulus* e é empregado nas medidas das escamas (GODOY, 1972).

O presente estudo faz parte de um projeto de maior amplitude no qual, pretende contribuir para o conhecimento da dinâmica populacional das espécies de peixes da bacia do rio Uruguai, no seu curso médio, onde informações sobre o crescimento e idade dos animais são imprescindíveis.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

Neste trabalho foram utilizados um total de 243 exemplares de *Astyanax jacuhiensis* (COPE, 1894), (Figura 2, página 2017), dos quais, 110 machos e 133 fêmeas, coletados durante o período de maio de 2014 a abril de 2015, completando um ciclo anual de investigações, abrangendo as quatro estações do ano.

As coletas foram realizadas mensalmente no rio Uruguai Médio, Município de Uruguaiana/RS, Pampa Brasileiro, em dois pontos: ponto um, próximo à Ponte internacional Agustín Justo Getúlio Vargas, nas coordenadas: latitude 29°44'56.10"S, longitude 57°44'56.10"O, e ponto dois, próximo à foz do Arroio Cacaréu 29°45'33"S 57°6'0"W. O detalhamento dos pontos de coleta pode ser observado na figura 1, página 217.

### **4. METODOLOGIA DE COLETA**

Para a captura dos peixes foram utilizadas 6 redes de malha de 1,0 a 1,5 mm de entrenós adjacentes, com altura de 150 mm, distribuídas nos 2 pontos de coleta determinados, às margens do rio Uruguai e uma rede de arrasto manual do tipo picaré, com 5 mm de malha. As coletas foram realizadas no período da tarde permanecendo até ao final do entardecer, pois neste período tem-se observado uma maior atividade e presença dos

lambarís, permanecendo o máximo de tempo possível na água, com objetivo de coletar o maior número possível de exemplares.

#### 4.1 Procedimentos Pós-Coleta Em Campo

Logo após a coleta, ainda em campo, os exemplares obtidos foram inicialmente inseridos e mortos por resfriamento, conforme orientação do CRBIO (Conselho regional de Biologia), para minimizar os impactos produzidos sobre o animal. Após a morte, os animais foram colocados em um recipiente plástico de 100 L, devidamente identificado e fixados em formol a 10%, injetado na cavidade celomática (MARTOJA; MARTOJA-PIERSON, 1970). Após a fixação, os peixes foram conduzidos ao laboratório de ictiologia (NUPILABRU) da UNIPAMPA – Campus Uruguaiana onde foi realizada a triagem.

#### 4.2 PROCEDIMENTOS EM LABORATÓRIO

Em laboratório, seguindo o procedimento adotado por Querol (1993), os indivíduos foram pesados, em gramas, com balança eletrônica de precisão; o comprimento foi determinado em centímetros, com auxílio de ictiômetro. De cada exemplar foi registrado o comprimento total (Lt), medido em linha reta, em centímetros, desde a extremidade do focinho até a extremidade do lobo mais comprido da barbatana caudal; o comprimento padrão (Ls), medido em linha reta desde a extremidade do focinho até a inserção da nadadeira caudal, em centímetros, e peso total (Wt) em gramas.

Após a biometria, os exemplares foram eviscerados tendo as escamas, em um número de 10 a 12, retiradas do lado esquerdo logo abaixo da nadadeira peitoral esquerda e acondicionadas em frascos devidamente etiquetados com a codificação do exemplar.

Para efetuar a limpeza das escamas, estas foram imersas em uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) a 5% até o momento em que foi observado uma nitidez dos anéis formados. Em seguida, as escamas foram lavadas em água destilada e, com auxílio de um pincel número 2, foi retirada a matéria orgânica e o restante dos resíduos da solução de hidróxido de sódio (NaOH). Por ocasião de leitura do número de anéis, quando necessário, as escamas foram imersas em xilol para maior transparência. Das escamas limpas, foi separada uma amostra de quatro a seis escamas, que foram montadas em lâmina, cobertas por lamínula, fixada por fita adesiva de celulose e analisadas em lupa eletrônica, onde os raios de cada anel e o raio total foram medidos com uma régua milimétrica sobre o eixo definido entre o foco da escama e o bordo direito inferior, seguindo a metodologia adotada por Querol (1993).

Foi determinada a idade dos indivíduos através da análise dos resultados da leitura dos anéis etários presentes nas escamas. Foi realizada a análise por classe de idade, sendo utilizados todos os indivíduos capturados durante os 12 meses de estudo. As idades foram

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

designadas por classe de idade de 1 a 4. A classe 1 é a classe de idade em que os indivíduos apresentaram um anel e, assim, sucessivamente.

### 4.3 Proporção Sexual

Foi estabelecida a proporção sexual para o período total, por mês e por classe de comprimento, aos resultados foi aplicado o teste do qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para identificar as possíveis diferenças estatisticamente significativa.

### 4.4 Determinação Da Época Da Formação Dos Anéis

Foi realizado o retrocálculo para obter os comprimentos pretéritos no momento da formação do anel e, assim, determinar a época de formação dos anéis das escamas. Inicialmente, foi realizada a regressão entre o comprimento total ( $L_t$ ) dos indivíduos e o raio total das escamas ( $R_{\text{tescama}}$ ) no programa estatístico *Statgraphics Centurion XVI*. Foram testadas as seguintes regressões: multiplicativa, linear e exponencial.

Após, foi executada a fórmula do retrocálculo para toda a população e sexos separados:  $L_n = R_n/R * L$ . Onde:  $L_n$  é o comprimento total no momento de formação do anel;  $R_n$  é o raio do anel  $n$ ;  $R$  é o raio total do anel e  $L$ , a longitude do peixe (AMBRÓSIO & HAYASHI, 1997).

### 4.5 Crescimento Em Comprimento

Para a determinação do crescimento em comprimento foi utilizado o modelo de Bertalanffy (1938), ajustando suas equações pelo método Waldford (1946):  $L_s = L_{\infty} * [1 - \exp - k(t - t_0)]$ , onde:  $L_s$  é o comprimento médio dos indivíduos com idade  $t$ ;  $L_{\infty}$  é o comprimento médio máximo que os indivíduos podem atingir;  $e$  é a base dos logaritmos naturais;  $k$  é a constante de crescimento;  $t$  é a idade dos indivíduos em anos e  $t_0$  é um fator de correção de tempo relacionado à idade para o crescimento em comprimento. E para o crescimento em peso:  $W_t = W_{\infty} * [1 - \exp - k(t - t_0)]$ , onde:  $W_t$  é o peso total dos indivíduos com idade  $t$ ;  $W_{\infty}$  é o peso médio máximo que os indivíduos podem atingir;  $e$  é a base dos logaritmos naturais;  $k$  é a constante de crescimento;  $t$  é a idade dos indivíduos em anos; e  $t_0$ , é um fator de correção de tempo relacionado à idade.

### 4.6 Relação Peso - Comprimento

A relação peso-comprimento é um importante parâmetro em biologia de peixes, as suas aplicações incluem uma estimativa de uma destas variáveis, uma vez conhecida a outra (BEYER, 1987).

A relação peso total ( $W_t$ ) e comprimento padrão ( $L_s$ ) foi utilizado neste trabalho com o propósito de estabelecer uma estimativa através do peso de um peixe o seu respectivo comprimento e vice e versa.

A relação entre duas variáveis ( $a$  e  $b$ ) para teleósteos, é universalmente ajustada por uma equação potencial do tipo  $W = a \cdot L_s^b$ , onde:  $W$  é o peso do indivíduo;  $a$  é o coeficiente linear da relação peso-comprimento;  $L_s$  é o comprimento padrão; e  $b$  é o coeficiente angular da forma aritmética da relação peso comprimento e a inclinação da linha de regressão na forma logarítmica, onde o parâmetro  $b$  tende a assumir valores próximos a 3,0, quando o crescimento é isométrico. Um valor significativamente maior ou menor que três indica crescimento alométrico (TESCH, 1971).

#### 4.7 Crescimento Marginal

O crescimento marginal foi utilizado neste trabalho para determinar o período de maior crescimento da espécie e a periodicidade de formação do anel etário.

O crescimento marginal foi determinado medindo a distância do último anel até a borda externa das escamas.

Utilizamos para as diferentes classes de idade o índice  $G_i$  proposto por Lobón-Cerviá (1982), que consiste na seguinte expressão:  $G_i = R_t - R_n / R_n - R_{n-1}$ , onde:  $G_i$  é o crescimento marginal;  $R_t$  é o raio total;  $R_n$ , o raio do último anel; e  $R_{n-1}$ , o raio do penúltimo anel.

### 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos estudos sobre proporção sexual devem ser analisados dados coletados durante um período de doze meses e enfocados, no mínimo, três aspectos: a estrutura da população para o período como um todo, a variação mensal da proporção entre fêmeas e machos e a variação da proporção sexual por classe de comprimento (VAZZOLER, 1996). Além desses, foram estabelecidos, por estações, a proporção sexual durante o período reprodutivo e não reprodutivo. E aplicou-se aos resultados o teste do qui-quadrado ( $\chi^2$ ). Durante o estudo, foram capturados um total de 243 indivíduos, sendo 133 fêmeas e 110 machos.

Na análise da proporção sexual para o período total de estudo, demonstrou-se um forte predomínio das fêmeas com (57%) e machos (43%), na distribuição da frequência (Figura 3). Inclusive, a análise mensal da estrutura da população demonstrou predomínio significativo de fêmeas, principalmente no período de inverno e primavera (Figura 4; Tabela 1).

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Figura 3: Distribuição da frequência de fêmeas e machos de *Astyanax jacuhiensis* da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, considerando o período total de estudo. N = 243.

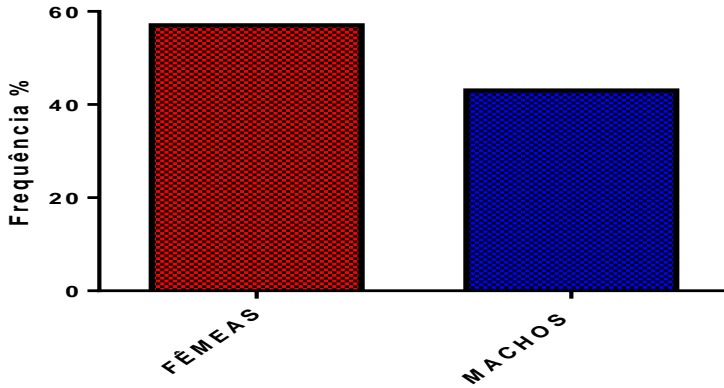
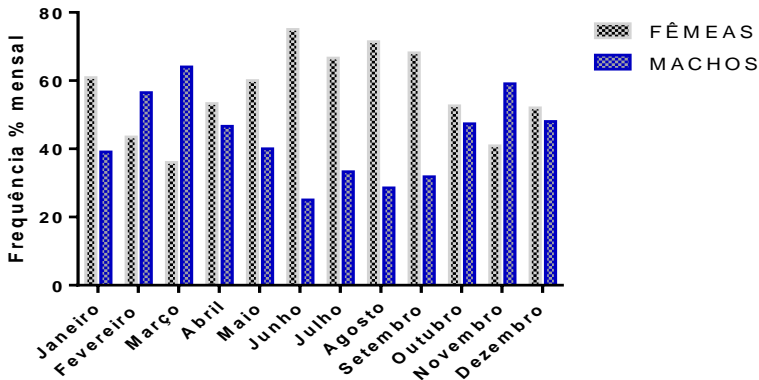


Figura 4: Distribuição mensal da proporção sexual entre fêmeas e machos de *Astyanax jacuhiensis* da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, considerando o período total de estudo.



A proporção sexual média obtida para um total de 243 indivíduos durante o período de estudo foi de **1,50** fêmeas para cada macho. O valor obtido através do teste do ( $\chi^2$ ), considerando-se uma proporção esperada de **1:1**, demonstra que não há diferença significativa na maioria dos meses, excetuando o mês de agosto, quando tomamos a população amostrada ( $\chi^2_{\text{calc}} = 1,28$  g.l = 1). Analisando a proporção mensal entre machos e fêmeas verificou-se ao longo do ano encontra-se uma maior proporção de fêmeas em

relação aos machos (56,71% e 43,29%, respectivamente), embora não registra-se diferença significativa para o período anual (tabela 1).

Segundo Vazzoler (1996), a proporção sexual em peixes varia ao longo do ciclo de vida em função de eventos sucessivos, que atuam de modo distinto sobre os indivíduos de cada sexo. Essa diferença provavelmente é devida ao comportamento diferenciado entre machos e fêmeas (RAPOSO; GURGEL, 2001; VAZZOLER,1996). Gurgel (2004) sugere que esta diferença pode ser explicada pelo fato das fêmeas, devido ao peso da gônada, tornarem-se mais susceptíveis à captura.

Tabela 1: Distribuição mensal da proporção sexual (F:M) entre fêmeas e machos de *Astyanax jacuhiensis*, porcentagem e “qui-quadrado” da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, para o período total de estudo.

Mês	Quantidade		%		F:M	$\chi^2$
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos		
Janeiro	14	09	60,87	39,13	1,55	1,08
Fevereiro	10	13	43,48	56,52	0,77	0,39
Março	09	16	36	64	0,56	1,96
Abril	16	14	53,33	46,66	1,14	0,13
Mai	09	06	60	40	1,5	0,6
Junho	09	03	75	25	3	3,00
Julho	04	02	66,66	33,33	2	0,66
Agosto	15	06	71,43	28,57	2,5	3,85*
Setembro	15	07	68,18	31,82	2,14	2,90
Outubro	10	09	52,63	47,37	1,11	0,05
Novembro	09	13	40,9	59,1	0,69	0,72
Dezembro	13	12	52	48	1,08	0,04
<b>Total</b>	<b>133</b>	<b>110</b>	<b>56,71</b>	<b>43,29</b>	<b>1,50</b>	<b>1,28</b>

\*Significativo (p<0,05).

Analisando a população em relação ao seu ciclo reprodutivo, conforme Querol et al. (2015), o mesmo compreende os meses de setembro, outubro, novembro, dezembro, não apresentando diferença estatística significativa entre os sexos (Tabela 2). Esse fato pode estar comprovando a não existência de cuidados parentais. Fato observado por Querol (1998) investigando a espécie *L. platymetopon*.

Tabela 2: Proporção sexual durante o período reprodutivo e não reprodutivo de *Astyanax jacuhiensis*, Rio Uruguai, Pampa Brasileiro.

Período	Número		%		F : M	$\chi^2$
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos		
Reprodutivo	47	41	53,40	46,60	0,09	0,40
Não reprodutivo	86	69	55,48	44,52	1,24	1,86
<b>Total</b>	<b>133</b>	<b>110</b>				

\*Significativo (p<0,05).

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Considerando as variações decorrentes durante as estações do ano, temos que a sazonalidade é, provavelmente, para a localidade e espécie em estudo, um fator que pode influenciar na estrutura populacional. Nesse sentido, se observou uma diferença significativa da população entre machos e fêmeas no período de inverno, com predomínio de fêmeas 71,8 % (Tabela 3).

Tabela 3: Proporção sexual durante as quatro estações do ano, de *Astyanax jacuhiensis* da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, para o período total de estudo.

Estação	Quantidade		%		F:M	$\chi^2$
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos		
Primavera	34	29	53,97	46,03	1,17	0,39
Verão	37	34	52,11	47,89	1,08	0,12
Outono	34	36	48,57	51,43	0,94	0,05
Inverno	28	11	71,8	28,2	2,54	7,41*
Total	133	110				

\*Significativo ( $p < 0,05$ ).

Para a análise por classe de idade, foram utilizados 243 indivíduos para o período total de estudo. Através dessa amostragem, dividiu-se os indivíduos em 3 classes etárias. A distribuição das frequências por classe etária permite inferir que ambos os sexos podem ser registrados com maior longevidade (Tabela 4).

Tabela 4: Distribuição das frequências dos exemplares de machos e fêmeas de *Astyanax jacuhiensis* por grupo etário, da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, para todo o período estudo. N = 243

Classe (anos)	Quantidade		%		$\chi^2$
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos	
02	17	22	12,78	20,00	0,64
03	72	51	54,14	46,36	3,58
04	44	37	33,08	33,64	0,60
Total	133	110	100	100	

\*Significativo ( $p < 0,05$ ).

Através do comprimento padrão médio, observou-se que as fêmeas apresentam comprimento total ligeiramente maior que os machos no final de seu ciclo vital (7,83 cm) (Tabela 5). Esse fato também é observado em relação ao peso total médio das fêmeas (12,11 g) (Tabela 6). Cabe destacar que as fêmeas apresentam um crescimento em comprimento e peso maior do que os machos ao longo dos seus quatro anos (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5: Comprimento total médio para as fêmeas e para os machos de *Astyanax jacuhiensis* do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, por classe de idade.

Classe de idade (anos)	Comprimento padrão Fêmeas (cm)	Comprimento padrão Machos (cm)
02	6,88	6,67
03	7,25	6,98
04	7,83	7,62
Média	7,32	7,09

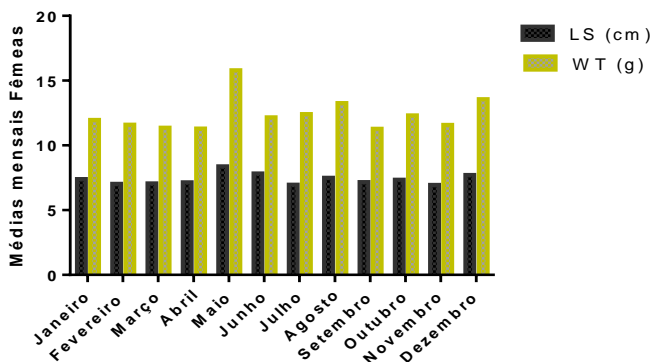
Tabela 6: Peso total médio para as fêmeas e para os machos de *Astyanax jacuhiensis* do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, por classe de idade.

Classe de idade (anos)	Peso total médio de fêmeas (g)	Peso total médio de machos (g)
02	10,51	9,94
03	11,66	10,73
04	14,16	13,56
Média	12,11	11,41

As médias mensais do comprimento padrão (Ls) em centímetros (cm) e do peso total (Wt) em gramas (g), para toda população, durante os 12 meses de estudo, mostram que as maiores médias do peso total ocorreram em maio, com 15,43 g; agosto, com 14,44 g; e outubro, com 12,88 g. E as maiores médias do comprimento padrão encontram-se nos meses de maio, com 8,38 cm, e agosto, com 7,74 cm (Figura 5).

As médias mensais do peso total das fêmeas demonstraram maiores valores nos meses de maio (15,8 g), agosto (13,28 g) e dezembro (13,57 g); e a maior média do comprimento padrão em maio com (8,40 cm) (Figura 6).

Figura 6: Médias mensais do comprimento padrão (Ls) (cm) e do peso total (Wt) (g) para as fêmeas de *Astyanax jacuhiensis* do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, durante os 12 meses de estudo.

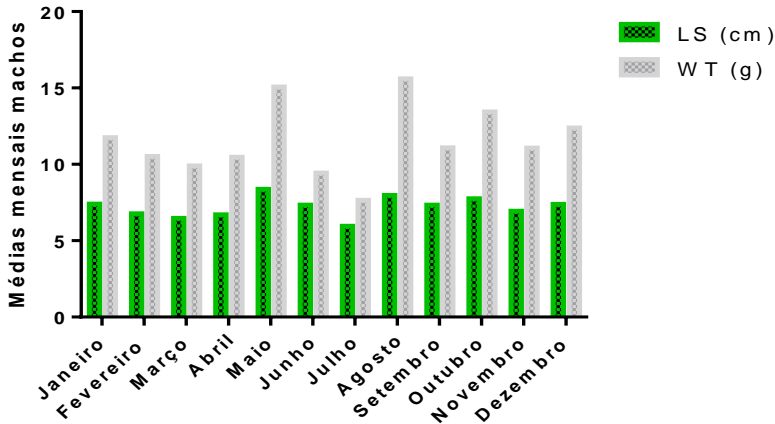




## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Para os machos, as maiores médias de peso total ocorreram em maio (15,07 g) e agosto (15,61 g), e, para o comprimento total, os meses também foram maio (8,37cm) e agosto (7,98 cm) (figura 7).

Figura 7: Médias mensais do comprimento padrão (Ls) (cm) e do peso total (Wt) (g) para os machos de *Astyanax jacuhiensis* do rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, durante os 12 meses de estudo.



A relação peso total – comprimento padrão obtida para fêmeas e machos de *Astyanax jacuhiensis* foi:  $Wt = 0,0234 * Ls^{3,15}$  para as fêmeas,  $n=133$ ,  $r = 0,98$  (Figura 8); e  $Wt = 0,0234 * Ls^{3,01}$  para machos  $n=110$   $r = 0,98$  (Figura 9).

Aplicando o “teste t” (Zar, 1974), podemos constatar que não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ), então calculamos uma equação única para o total da população (figura 10) através do agrupamento dos machos e das fêmeas, que é a seguinte:  $Wt = 0,0234 * Ls^{3,15}$   $n=243$   $r=98$ .

Figura 8: Relação peso comprimento para fêmeas  $n=133$  de *Astyanax jacuhiensis* do rio Uruguai Médio.

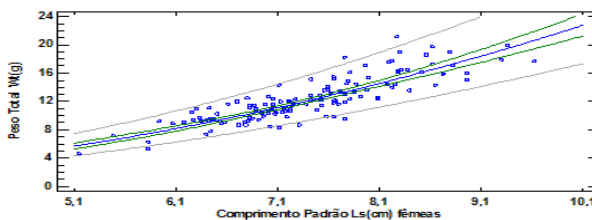


Figura 9: Relação peso comprimento para machos n=110 de *Astyanax jacuhiensis* do rio Uruguai Médio.

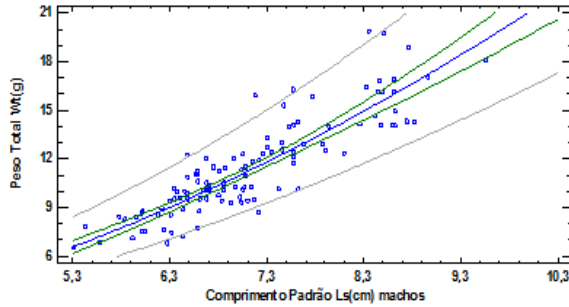
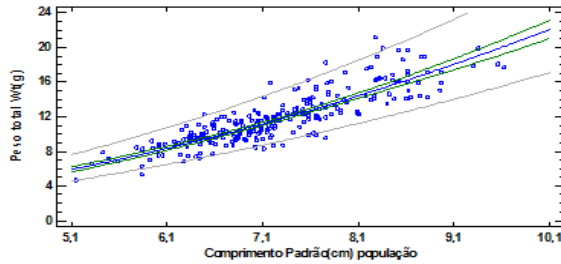


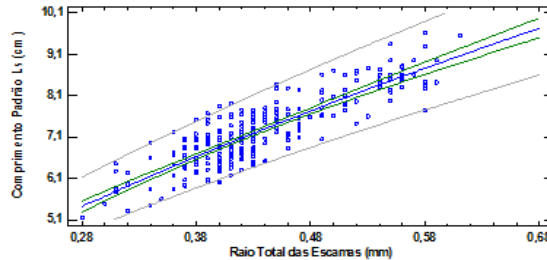
Figura 10: Relação peso comprimento para toda população n=243 de *Astyanax jacuhiensis* do rio Uruguai Médio.



Para obter os comprimentos pretéritos foram testadas as regressões multiplicativa, linear e exponencial. A regressão que melhor adequou-se foi à multiplicativa (Figura 11), demonstrando que há uma relação estatisticamente significativa entre o comprimento padrão (Ls) e raio total da escama ( $Rt_{escama}$ ) com um nível de confiança de 95%.

Considerando que os anéis são formados periodicamente e constatada a existência de relação entre o raio da escama e o comprimento total, já que ocorre um aumento no comprimento das escamas à medida que aumenta o tamanho do peixe, como sugerem Cutrim & Batista (2005), sugerimos que a avaliação das escamas, conforme procedemos em sua medição, é adequada para o estudo da idade e crescimento do *Astyanax jacuhiensis*.

Figura 11: Regressão Multiplicativa entre o comprimento padrão (Ls) dos indivíduos e o raio total das escamas (Rtescama) para toda população de *Astianax jacuhiens* do rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, durante os 12 meses de estudo. N=243



O período de rápido crescimento em comprimento acontece simultaneamente para as fêmeas e para os machos, ocorrendo nos primeiros dois anos. Enquanto para as demais classes etárias, o crescimento reduz. Possivelmente, mais energia é disponibilizada para a formação de produtos sexuais (HART, 1991).

As expressões obtidas através do ajuste dos valores médios para cada classe etária às curvas de Von Bertalanffy, para o crescimento em comprimento padrão (Ls) são:  $L(s) = 13 * [1 - \exp - 0,279 (t-0,22)]$  para as fêmeas, para os machos  $L(s) = 13 * [1 - \exp - 0,262 (t-0,26)]$  e para toda população  $L(s) = 13 * [1 - \exp - 0,271 (t-0,24)]$ . E as expressões para o crescimento em peso são:  $Wt = 17 * [1 - \exp - 0,399 (t-0,06)]$  para as fêmeas, para os machos  $Wt = 17 * [1 - \exp - 0,343 (t-0,14)]$  e para toda população  $Wt = 17 * [1 - \exp - 0,373 (t-0,09)]$ .

Analisando as expressões, as fêmeas atingem tamanho assintótico ( $L_{\infty} = 13$ ) levemente superior ao dos machos ( $L_{\infty} = 13,2$ ). Dados semelhantes foram encontrados para *Steindachnerina insculpta* por Ambrósio; Hayashi (1997) onde os valores de  $L_{\infty}$  para as fêmeas (16,7 cm) e para os machos (16,5 cm) foram próximos. Os mesmos autores sugerem que este fato, explica valores semelhantes de para a taxa de crescimento (K) para fêmeas (K= 0,27) e para machos (K= 0,26).

Os pesos estimados são superiores para as fêmeas em todas as classes etárias, por isso o valor do (k) alcançado pelas fêmeas é levemente superior ao valor encontrado para os machos. As diferenças de peso estimado podem estar relacionadas com o fato das gônadas alcançarem maior tamanho durante a época de reprodução em relação aos machos (AMBRÓSIO & HAYASHI, 1997).

Analisando os valores da taxa de crescimento (K), é possível observar que a espécie em estudo apresenta um rápido crescimento. O rápido crescimento também foi observado para *Steindachnerina insculpta* por Ambrósio & Hayashi (1997) e por Hartz (1991) estudando a *Cyphocharax voga*.

Os dados obtidos através da equação de Von Bertalanffy para o crescimento em comprimento e crescimento em peso para toda a população (Figura 12 e 13), para fêmeas (Figura 14 e 15) e para machos (Figura 16 e 17), são semelhantes aos dados observados das

médias de comprimento e peso de cada grupo etário (método direto). Desta forma, a equação ajustada para espécie pode ser utilizada como parâmetro de determinação de variáveis e suas inter-relações com a idade, comprimento e a velocidade de crescimento (k).

As diferenças de peso estimado das fêmeas podem estar relacionadas com o fato das gônadas alcançarem maior tamanho durante a época de reprodução em relação aos machos (AMBRÓSIO & HAYASHI, 1997).

Figura 12: Curva de crescimento em comprimento padrão (Ls) para toda a população de *Astyanax jacuhiensis*, comparando o comprimento observado com o crescimento determinado pela equação de Von Bertalanffy.

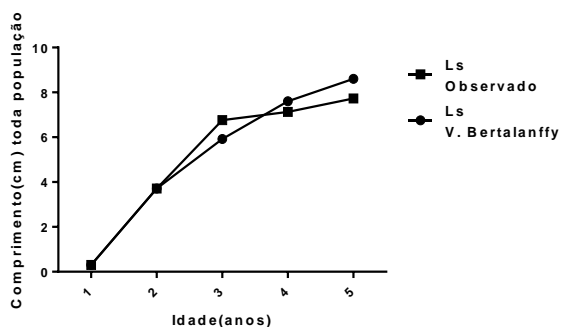


Figura 13: Curva de crescimento em peso total (Wt) para toda a população de *Astyanax jacuhiensis*, comparando o peso observado com o crescimento determinado pela equação de Von Bertalanffy.

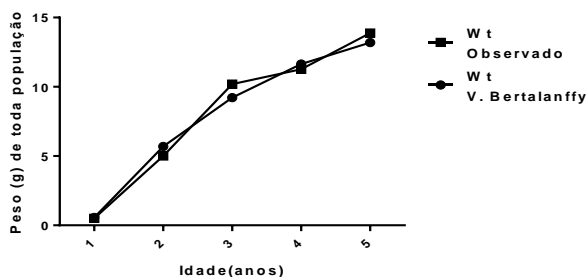


Figura 14: Curva de crescimento em comprimento padrão (Ls) para as fêmeas de *Astyanax jacuhiensis*, comparando o comprimento observado com o crescimento determinado pela equação de Von Bertalanffy

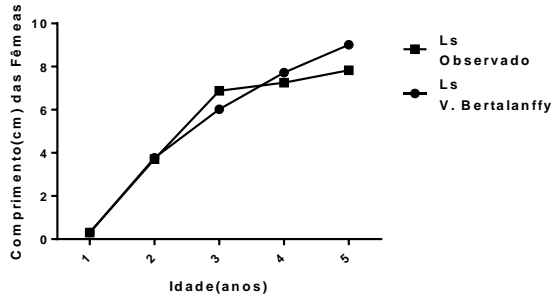


Figura 15: Curva de crescimento em peso total (Wt) para as fêmeas de *Astyanax jacuhiensis*, comparando o peso observado com o crescimento determinado pela equação de Von Bertalanffy.

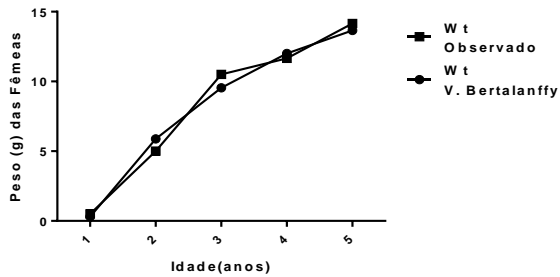


Figura 16: Curva de crescimento em comprimento padrão (Ls) para os machos de *Astyanax jacuhiensis*, comparando o comprimento observado com o crescimento determinado pela equação de Von Bertalanffy.

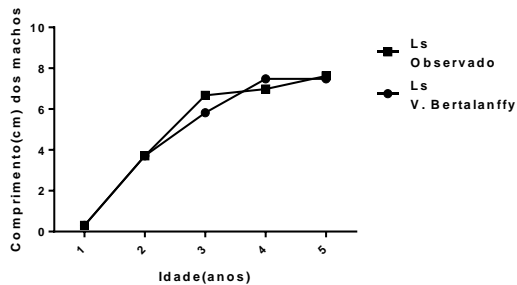
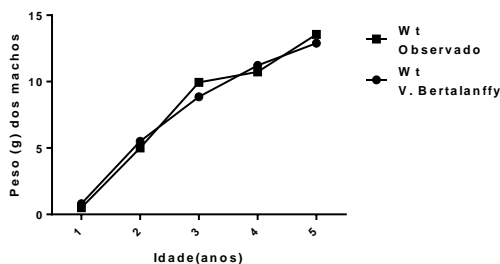


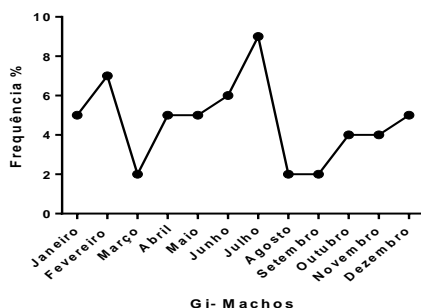
Figura 17: Curva de crescimento em peso total (Wt) para os machos de *Astyanax jacuhiensis*, comparando o peso observado com o crescimento determinado pela equação de Von Bertalanffy.



Através do crescimento marginal dos anéis etários, pode-se verificar o período de maior crescimento da espécie e também a periodicidade de formação dos anéis etários, semelhante em ambos os sexos.

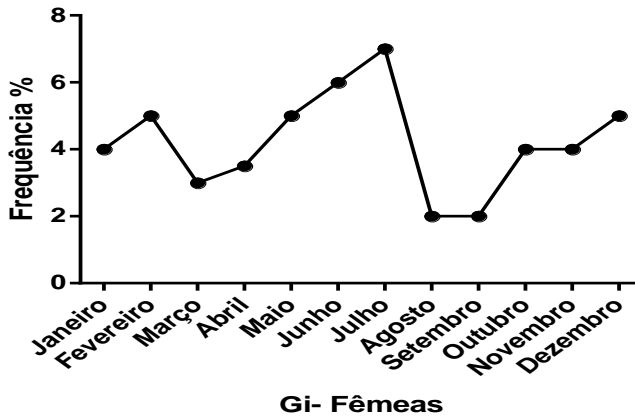
O crescimento marginal ( $G_i$ ) para *Astyanax jacuhiensis* apresentou o mesmo período na formação dos anéis etários de machos e fêmeas (Figura 18 e 19). Foram observados que no período de janeiro e fevereiro tem-se a formação do anel etário e, para os meses de julho e agosto, o período de maior crescimento. Beheregaray (2001) afirma que o número de anéis etários de cada escama identifica a idade do peixe através dos períodos de diminuição de seu metabolismo, relacionados normalmente aos períodos de inverno e, assim, pode-se estabelecer para cada anel um ano de vida.

Figura 18: Crescimento marginal ( $G_i$ ) dos machos de *Astyanax jacuhiensis* da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, durante os 12 meses de estudo.



## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Figura 19: Crescimento marginal (Gi) das fêmeas de *Astyanax jacuhiensis* da Bacia Hidrográfica do Rio Uruguai Médio, Pampa Brasileiro, durante os 12 meses de estudo.



## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar das coletas terem sido prejudicadas devido ao alto nível do rio, na época do estudo, o que dificultou o acesso aos locais de coleta e a colocação das redes de espera, considerando o período de coletas compreendido entre maio de 2014 a abril de 2015, completando um ciclo anual de investigações, abrangendo as quatro estações do ano no rio Uruguai Médio, Uruguaiana/RS, Pampa Brasileiro, foi possível determinar a idade do *A. jacuhiensis* através de leituras de escamas. Essas estruturas se mostraram regulares em uma escala de tempo e crescem ao longo da vida dos indivíduos, o que torna recomendável a utilização dessa técnica para a determinação da idade para esta espécie.

## 7. REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, C.A.; MOLINARI, S.L.; AGOSTINHO, A.A.; VERANI, J.R. 1984 Ciclo reprodutivo e primeira histologia sexual de fêmeas do lambari, *Astyanax bimaculatus* (L) (Osteichthyes-Characidae) do rio Ivai, Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, 44: 31-16.
- AMBRÓSIO, A.M.; GOMES, C.L.; AGOSTINHO, A.A. Age and growth of *Hypophthalmus edentatus* (Spix), (Siluriforme, Hypophthalmidae) in the Itaipu Reservoir, Paraná, Brazil. **Revista brasileira de Zoologia**. V. 2, n. 20, p. 183-190, 2003.
- AMBRÓSIO, A. M.; HAYASHI, C.. Idade e crescimento de *Steindachnerina insculpta* FERNANDES-EPES, 1948), (CHARACIFORMES, CURIMATIDAE) da planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. **Rev. Brasil Biol**, 57(4): 687-698, 1997.
- BEVERTON, R.J.H.; HOLT, S.J. On the dynamics of exploited fish populations. London & Glasgow: **Chapman & Hall**, 1993. 533p.

- BEYER, J.E. 1987. On 192istol-weight relation ships Part I: computing the mean weight of the fish of a given I enght class. **Fishbyte S**: 11-13
- BOWERING, W.R. Age and growth of Greenland Habilut, Reinhardtins hipoglossoides (Walbaum), ICNAF Subareas 2-4. **ICNAF Res. Bull.**, 13:5-10, 1978.
- BURTON, M.N.; ALLANSON, B.R. The growth of Tilapia mossambica Peters (Pisces, Cichlidae) in lake Sibaya, South Africa. **J. Fish Biol.**, 6:701-715, 1974.
- BRITSKI HA (1972). Peixes de água doce do Estado de São Paulo: Sistemática. In:**Poluição e Piscicultura**. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da USP-Instituto de Pesca da CPRN da Secretaria de Agricultura. 78-108.
- COPE, E. D.; On the fishes obtained by the Naturalist Expedition in Rio Grande do Sul. **Proceedings of the American Philosophical Society**, 33: 1894, p. 84-108
- CUTRIM, L. & BATISTA, V.S. 2005. Determinação de idade e crescimento do mapará (*Hypophthalmus marginatus*) na Amazônia Central. **Acta Amazon**. 35:85-92.
- DOMANICO, A.; DELFINO, R.; FREYRE, L.. Edad y crecimiento de Hoplias malabaricus (BLOCH, 1794) (TELEOSTEI, ERYTHRINIDAE) en la laguna de lobos (Argentina). Iheringia, **Ser. Zool**, 74: 141-149, 1993.
- FAGADE, S.O Age determination in Tilapia melanotheron (Rupell) in the Lagos Lagoon, Lagos, Nigeria. In: Bagenal, T.B. (ed.) Ageing of fish:- proceedings of a International Symposium. London: **Unwin**.1974. p. 71-77.
- FEITOZA, L.A., OKADA, E.K. & AMBRÓSIO, A.M. 2004. Idade e crescimento de Pterodoras granulosus (Valenciennes, 1833) (Siluriformes, Doradidae) no reservatório de Itaipu, Estado do Paraná, Brasil. **Acta. Sci. Biol. Sci.** 26(1):47-53
- GARUTTI V ; BRITSKI HA (2000). Descrição de uma espécie nova de Astyanax (Teleostei: Characidae) da bacia do alto rio Paraná e considerações sobre as demais espécies do gênero na bacia. **Comn. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS. Sér.Zool.** Porto Alegre. V. 13. 65-88.
- Genera Incertae Sedis in Characidae**. Pp. 106-113. In: Reis RR, Kullander SO e Feraris Jr.(Eds.).**Check list of the freshwater fishes of Southand Central America**. Porto Alegre, Edipucers
- GIORA, J. ; FIALHO, C. B.. Bilogia Alimentar de Steindachnerina brevipinna (Characiformes, Curimatidae) do rio Ibicuí-mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Ser. Zool.**, 93(3): 277-281, 2003.
- GODOY, M.P. Idade, crescimento e peso de peixes. In; COMISSÃO INTERESTADUAL DA BACIA PARANÁ- URUGUAI. **Poluição e Piscicultura**. São Paulo,p. 137-44, 1972.
- GRIMES, C.B. GROWTH and length-weight relationship of vermilion snapper, Rhomboplites aurorubens, from North Carolina and South Carolina waters. **Trans. Am. Fish. Soc.**, 107:454-456, 1978.
- HARTZ, S.M. 1991. Dinâmica populacional de Cyphocharax voga (Hensel, 1869) da Lagoa Emboaba, Osório, RS, (CHARACIFORMES, CURIMATIDAE). Dissertação de mestrado do curso de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 133p.



## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

- LIMA FCT, Malabarba LR, Buckup PA, Silva JFP, VariR P, Harold A, Benine R, Oyakawa OT, Pavanelli CS, Menezes NA, Lucena CAS, Malabarba MCSL, Lucena ZMS, Reis RE, Langeani F, Cassati L, Bertaco VA, Moreira C e Lucinda PHF (2003).
- MARTOJA, R. Y MARTOJA-PIERSON, M. (1970). Técnicas de 193istologia animal. Toray-Masson, S.A. Barcelona, 350 pp.
- OILMSTD, L.L.; KILAMBI, R.V. Age and growth of spotted bass (*Micropterus punctulatus*) in Lake Fort Smith, Arkansas. Trans. **Am. Fish Soc.**, 107(1), 21-25, 1978.
- QUEROL, E.. **Biología y Ecología de Hoplias malabaricus (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae) en la Cuenca del Rio Uruguay, Brasil.** Tese de Doutorado, Universitat de Barcelona. Barcelona, 1993. 213p
- QUEROL, M. V. M.. **Biología e Ecología de Loricariichthys platymetopon (ISBRUCKER & NIJSSEN, 1979) (OSTEICHTHYES, LORICARIIDAE) na Barragem da Estância Nova Esperança, Município de Uruguaiana, Bacia do Rio Uruguai, Rs, Brasil.** Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul., 1998. 67p.
- ROSS, J.L.; HUNSTMAN, G.R. Age, growth and mortality of blueline tilefish from North Carolina and South Carolina. Trans. **Am. Fish. Soc.**, 111:201-221, 1982.
- SANTOS, G. B. e BARBIERI, G.. Idade e Crescimento do “Piau Gordura”, *Leporinus piau* Fowler, , na Represa de Três Marias (Estado de Minas Gerais) (PISCES, OSTARIOPHYSI, ANOSTOMIDAE). **Rev.Brasil. Biol**, 53(4) : 649-658, 1941.
- TESCH, F.W. 1971. Age and growth.. In: **Fish production in fresh waters** (ed. W.E. Ricker), Blackwell, Oxford, p. 98-130.
- WOOTTM, R.J. Ecology of teleosts fishes. London: **Chapman e Hall.** 1991. 404p.
- VAZZOLER, AE.A.M. Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes; reprodução e crescimento. Brasília, **Programa Nacional de Zoologia/CNPq**, 1982.
- VILELA, C. e HAYASHI, C. 2001 Desenvolvimento de juvenis de lambari *Astyanax bimaculatus* (Linnaeus, 1758), sob diferentes densidades de estocagem em tanques-rede. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringa, 23: 491-496.
- WEATHERLEY, A. H. y H. S. Giil (1987). **The biology of fish growth.** Toronto: \$cademic Press.
- WOOTTM, R.J. Ecology of teleosts fishes. London: **Chapman e Hall.** 1991. 404p.

## CAPÍTULO 12

# **BIOLOGIA ALIMENTAR DO BIRU *STEINDACHNERINA BREVIPINNA* EIGENMANN & EIGENMANN (1889), (CHARACIFORMES, CURIMATIDAE), NA BACIA RIO URUGUAI NO PAMPA BRASILEIRO.**

---

Luís Roberval Bortoluzzi Castro  
Fernanda Blauth de Lima  
Paula Vanessa Bervian  
Edward Frederico Castro Pessano  
Enrique Querol Chiva  
Marcus Vinícius Morini Querol

### **1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS**

O presente estudo é parte dos resultados de um grande projeto denominado biologia e ecologia do Biru (*Steindachnerina brevipinna*) realizado entre os anos de 2003 a 2006 junto as estruturas do Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai na época pertencente a Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

O grande projeto foi realizado com orçamento reduzido onde a alimentação e a estadia dos pesquisadores foi bancada com recursos próprios e todo esforço resultou em algumas monografias do Curso de Ciência Biológicas da Universidade.

Dentre os diversos problemas financeiros para o desenvolvimento do estudo se consolidou o despertar para a pesquisa, onde o projeto foi realizado simplesmente pela vontade de um grupo de estudantes e seus professores que sonhavam em estudar a biologia das espécies icticas da bacia do rio Uruguai médio, sonhavam conhecer a fauna e a flora para conhecer melhor a região a fim de buscarem alternativas para minimizarem os inevitáveis impactos ambientais oriundos da inevitável pressão antrópica sobre os ecossistemas aquáticos.

Nesta pespesquitiva, foi aceito o convite para publicizar o presente estudo, embora os pesquisadores tenham tomado rumos diferentes o sonho pelo conhecimento em prol da comunidade ainda permanece.

## **2. INTRODUÇÃO**

A família Curimatidae compreende diversas espécies popularmente conhecidas como “birus” extremamente abundantes nos ecossistemas dulciaquícolas, constituem uma ampla riqueza na ictiofauna, sendo de suma importância ecológica nas comunidades de peixes neotropicais por serem animais de hábito detritívoro (Fink e Fink, 1978). Na região neotropical a detritivoria é relatada em muitas espécies sendo consumidores ocasionais, enquanto outras, como espécies das famílias Prochilodontidae, Curimatidae e Loricariidae, são específicas no consumo de detrito (Bowen, 1984). Conforme Goulding (1980), o comportamento alimentar da família Curimatidae é, possivelmente, mais complexo que o presumido pela categoria trófica, podendo ocorrer inclusive partilha de recursos entre estes detritívoros, mesmo que a natureza do alimento aparentemente impeça uma escolha refinada dos itens.

Aspectos da nutrição e alimentação de curimatídeos podem ser encontrados em Knoppel (1970), Honda (1979), Carvalho (1984), Sazima e Caramaschi (1989), Pereira e Resende (1998) Giora e Fialho (2003) e Teixeira e Gurgel (2004).

De acordo com Vari (1988), a espécie em estudo *Steindachnerina brevipinna* (Eigenmann & Eigenmann 1889), tem ocorrência geográfica restrita a América do sul, distribuindo-se nos rios, Paraguai, Paraná e nas porções do alto, médio e baixo Uruguai, onde é muito abundante. Desempenhando papel de extrema importância na cadeia trófica (Fink e Fink, 1978).

O presente trabalho teve por objetivo estimar os índices de repleção e hepássomático, analisar quantitativamente os itens que fazem parte da dieta alimentar e calcular o quociente intestinal da espécie.

## **3. METODOLOGIA**

A área de estudo compreende o rio Uruguai Médio (29°30'20,4''S/ 56°50'41,9''W), (figura 1) no distrito de São Marcos, município de Uruguaiana. Este rio é um dos sistemas de drenagem mais importantes do estado do Rio Grande do Sul.

As coletas de *S. brevipinna* (Figura 2) foram realizadas mensalmente no período de julho de 2003 a junho de 2004, onde foram capturados conforme licença nº .. um total de 439 espécimes (277 fêmeas e 162 machos), com auxílio de 6 redes de malha 1,5 cm entre-nós adjacentes, com altura de 1,5m, postadas em diferentes locais nas margens do rio Uruguai, utilizou-se ainda uma rede de arrasto do tipo picaré, para coletar indivíduos em diferentes estágios de desenvolvimento.

Figura 1: Mapa de localização do estado do Rio Grande do Sul (A) e Rio Uruguai médio, distrito de São Marcos, (29° 30' 20,"S/ 56° 50' 41,9" W) situado no Município de Uruguaiiana (B). O círculo indica a área de estudo.

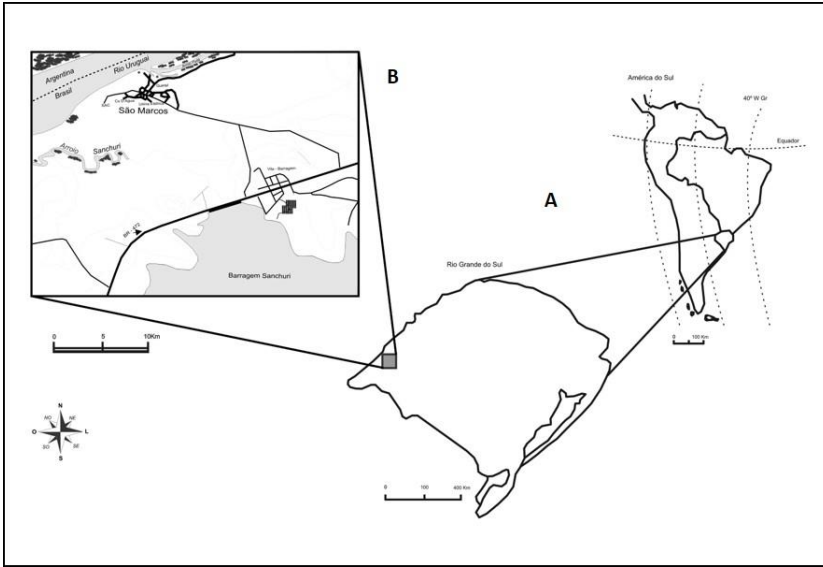
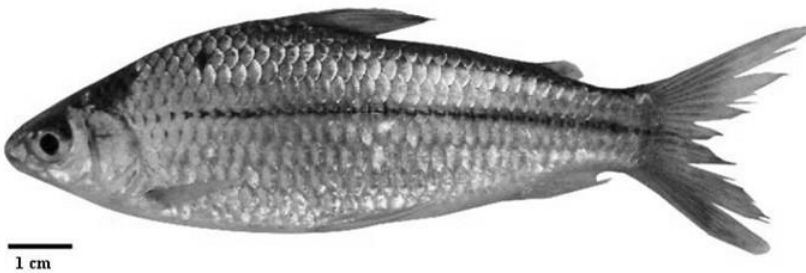


Figura 2: Exemplar de *S. brevipinna*.



No local os exemplares foram fixados em formol a 10% e com o auxílio de uma seringa o formol foi injetado na cavidade celomática, para melhor conservação dos órgãos internos (Zavala-camim, 1996).

O material coletado foi depositado no laboratório sala nº: 505, pertencente ao Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aqüicultura da Bacia do rio

Uruguai (NUPILABRU), do Curso de Ciências Biológicas da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Campus Uruguaiana.

No laboratório foram registrados os seguintes caracteres: comprimento total (Lt) e comprimento do intestino (li), em cm; peso total (Wt), pesos do estômago (we) e fígado (wf), em g; sexo e determinados os estádios de repleção do estômago: parcialmente vazio, parcialmente cheio e cheio. O índice de repleção foi determinado através da relação percentual entre o (we) e o (Wt) do peixe, e o índice hepatossomático (IHS), através do quociente entre o (wf) e (Wt). O quociente intestinal (Qi) foi determinado através da razão do (li) e (Lt) do indivíduo de acordo com Hartz, (1991). Para análise do conteúdo estomacal foram sub amostrados 120 indivíduos entre machos e fêmeas, com comprimento variando de 49 a 122 mm. O trato preservado, foi aberto em laboratório e o conteúdo foi retirado e adicionado a lamínas, e mensuradas em uma gota de LUGOL para melhor visualização das algas de acordo com Bicudo e Menezes, (2005). Utilizou-se ainda uma BASE (nitrocelulose, acelato de etila, acelato butila, tolueno, tosilamida, formaldeído dbp, Álcool butílico) para montagem das lâminas e fixação da lamínula, em cada amostra foram selecionados 5 campos nas dimensões da lamínula. Logo após as mostras foram levadas ao microscópio óptico e cada área demarcada foi analisada, semi-quantificada, fotografada e os itens foram identificados com base em material específico.

Para estabelecer as preferências alimentares, foram analisadas a frequência de ocorrência (F) e a ocorrência numérica (ON) dos componentes da dieta em função das estações do ano de acordo com Granado-Lourêncio e Garcia-Novo (1991).

O cálculo da frequência de ocorrência (F) dos componentes da dieta alimentar e a ocorrência numérica (ON) foram obtidos utilizando as expressões abaixo:

$$F = \frac{Neo.100}{Nee}$$

Onde:

Neo = número de estômagos onde se encontrou um determinado organismo

Nee = número de estômagos examinados

$$ON = \frac{Nodp.100}{Ntop}$$

Onde:

Nodp = número de ocorrências de determinada presa.

Ntop = número total de presas presentes.

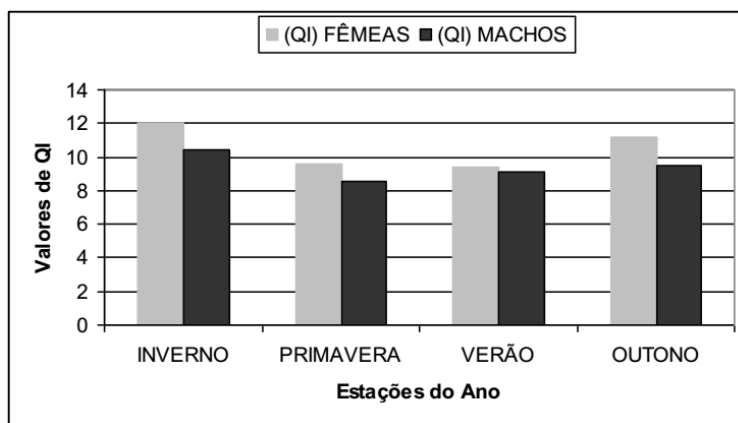
Aplicou-se um índice de importância alimentar (IIA) para os itens ingeridos, adaptado de Braga, (1999) baseado em uma escala semi-quantitativa, de acordo com o número de ocorrência de cada item alimentar em relação ao montante total de itens.

Foi dotado uma escala: 3, muito abundante (representando mais de 50% dos itens); 2, abundante (de 25 a 50 % do itens); 1, escasso (menos de 25%). De acordo com Guillen e Granado (1984), alimentos com IIA maiores que 0,3 foram considerados principais.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O quociente intestinal (Qi) evidenciou seu pico máximo no inverno (figura 3) e o (Qi) médio encontrado para a espécie foi de 10,70.

Figura 3: Variação estacional do quociente intestinal de *S. brevipinna*.



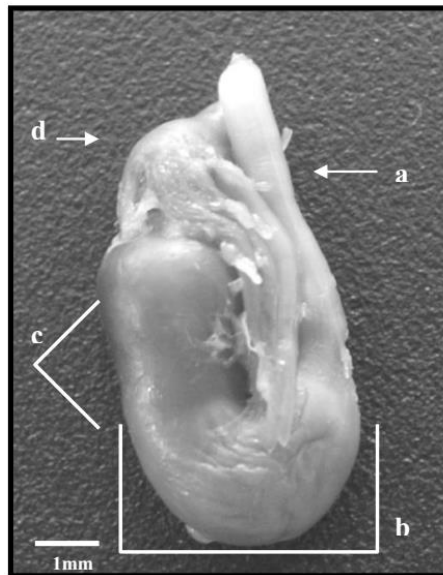
De acordo com Rotta (2003), o tamanho do intestino esta totalmente ligado ao hábito alimentar, devido a seletividade de cada espécie em relação ao tamanho dos componentes que fazem parte da dieta.

Hartz e Barbieri (1993), encontrara um Qi de (14,0) para *Cyphocharax voga* na lagoa Emboaba, RS, Giora e Fialho, (2003) estudando *S. brevipinna* na regio da bacia do rio Ibicuí Mirim, RS, apontam um Qi de 9,46, e Fugi et al., (2001), encontraram para *S. insculpta*, um maior comprimento de intestino quando comparado a outras espécies de peixes que se alimentam de fundo, na planície de inundação do rio Paraná. Bowen, (1984) ressalta que o comprimento do intestino para os curimatídeos pode variar até 11 vezes o tamanho dos indivíduos. Neste contexto o intestino longo seria uma adaptação para consumir alimento de difícil

digestão e assimilação que necessita de uma grande área para absorção Fugi et al., (2001).

O aparelho digestório foi analisado morfológicamente e o estômago foi caracterizado em três regiões (Figura 4), a 1ª ligada diretamente ao esôfago, tem paredes delgadas e aparência saculiforme é denominado estômago cárdico ou químico, sendo responsável pelo início da digestão ácida dos alimentos; a 2ª com paredes bastantes espessas e rígidas e certa semelhança com uma moela, é denominado estômago mecânico ou pilórico, estando envolvido na trituração dos alimentos ligando as duas regiões a uma estrutura curva, semelhantes a um joelho, referida neste trabalho com região anterior do intestino.

Figura 4: Morfologia do estômago de *S. brevipinna*, (a) esôfago, (b) Cavidade Cárdica, (c) Cavidade Pilórica, (d) Intestino anterior com septos.



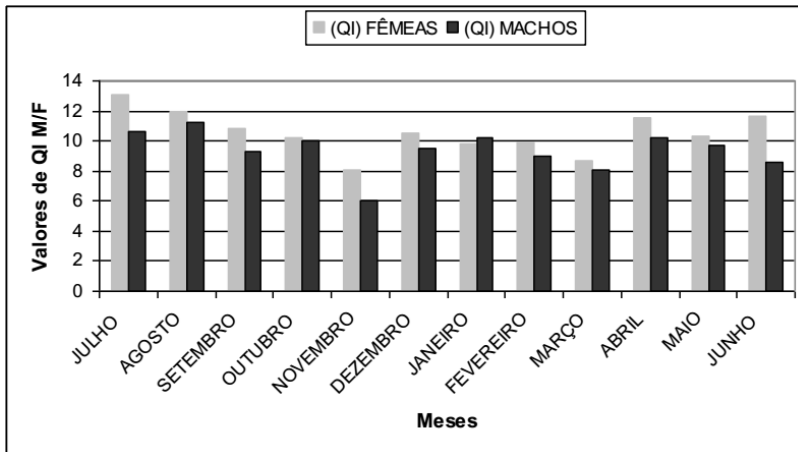
Neste sentido Fugi e Hahn,(1991) caracterizam o estômago de curimatídeos, apresentando uma moela com formato codiforme, sendo para facilitar a trituração do alimento, onde é logo armazenado e transferido para o intestino.

Fryer e Iles (1972), descrevem que o comprimento do intestino esta claramente relacionado a categoria trófica da espécie, sendo ordenada da seguinte maneira: Carnívoros <omnívoros <herbívoros <detritívoros.

A atividade alimentar da *S. brevipinna*, indica que a espécie não apresentou muitas oscilações durante os meses de estudo, ocorrendo maior atividade nos

primeiros meses do inverno correspondente a julho para as fêmeas e agosto para os machos e uma menor atividade foi registrada para o mês de novembro para ambos (figura 5).

Figura 5: Variação mensal do quociente intestinal de fêmeas e machos de *S. brevipinna*.



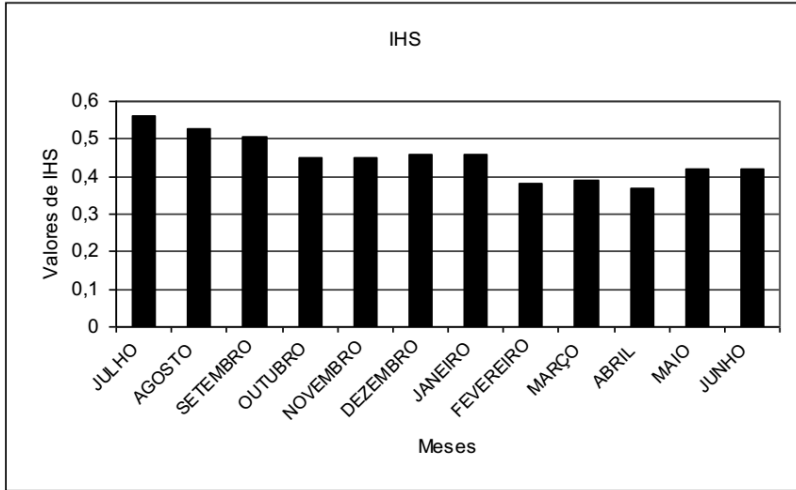
Os indivíduos de *S. brevipinna* para a bacia do médio rio Uruguai apresentaram uma alimentação equilibrada em relação aos doze meses do ano. Hartz e Barbieri (1993) encontram para *C. voga* na lagoa Emboaba, RS, uma maior atividade alimentar para as fêmeas, haja visto que ambas espécies possuem características morfológicas, onde os machos apresentam tamanho corpóreo inferior às fêmeas e isso pode ser favorecido devido a captura com redes (Hartz, 1991; Hartz e Barbieri, 1993).

Já Giora e Fialho, (2003) encontram características semelhantes para *S. brevipinna* na bacia do rio Ibicui Mirim, Rs, onde ambos os sexos apresentam uma alimentação sem variações significativas durante as quatro estações do ano.

Uma comparação com o índice hepatossomático (IHS) confirma que as reservas energéticas estão mais relacionadas ao inverno tendo seus picos em julho e agosto (figura 6), sendo uma possível preparação para o período reprodutivo, desenvolvimento gonadal e desova.

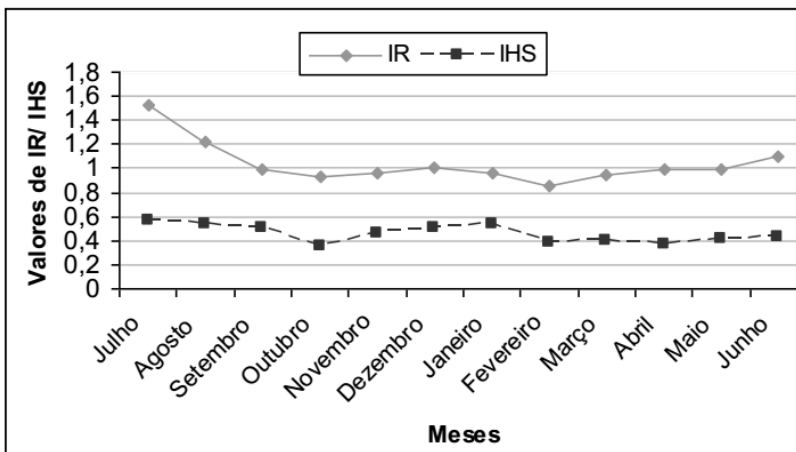


Figura 6: Relação mensal do Índice hepatossomático de *S. brevipinna*.



Para isso comparou-se o índice de repleção dos estômagos com o índice hepatossomático, onde o grau de repleção foi maior nos meses de julho, agosto e setembro, similar ao quociente intestinal, sendo que o índice hepatossomático (figura 7), não apresentou variações significativas, isso contribui ao fato da espécie se alimentar constantemente durante o ciclo anual.

Figura 7: Relação dos valores médios de Repleção e hepatossomático para *S. brevipinna*.



Conforme Pereira e Resende (1998), os peixes deste grupo apresentam características metabólicas aceleradas o que impossibilita épocas de menor atividade alimentar onde as reservas energéticas apresentam poucas oscilações durante um ciclo.

Neste caminho, agrupou-se bimestralmente os valores das freqüências relativas e estádios de repleção de machos e fêmeas de *S. brevipinna* (Figura 8 a e b), onde, não foram encontrados estômagos vazios durante o período de estudo. Dados semelhantes foram encontrados por Hartz e Barbieri (1993); Fugi et al., (2001); Giora e Fialho (2003) e Teixeira e Gurgel (2004).

Figura 8 a: Distribuição bimestral das freqüências dos estádios de repleção para Machos de *S. brevipinna*.

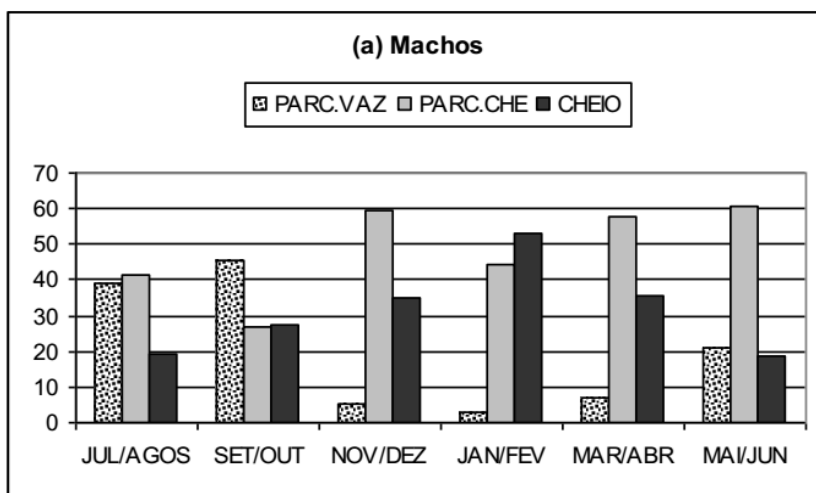
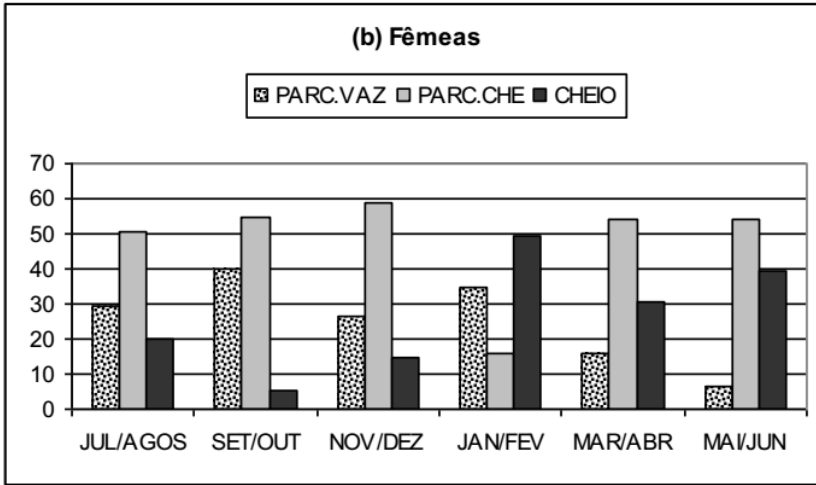


Figura 8 b: Distribuição bimestral das freqüências dos estádios de repleção para fêmeas de *S. brevipinna*



Com base em 120 estômagos analisados quantificou-se 4594 organismos como integrantes da dieta alimentar, distribuídos em: algas das Divisões Bacillariophyta e Chlorophyta além de alguns protozoários.

A freqüência de ocorrência (F) e a ocorrência numérica (ON) (Tabela 1) confirmam que os itens alimentares ingeridos pela espécie foram predominantemente algas pertencentes à Divisão Bacillariophyta, sendo mais freqüente a família Naviculaceae onde se destacaram os gêneros *Navícula* sp, *Pinnularia* sp, *Frustulia* sp e *Gyrosigma* sp, à divisão Chlorophyta também compôs a dieta da espécie sendo mais freqüente a família Desmidiaceae.

Tabela 1: Frequência de ocorrência e ocorrência numérica dos itens alimentares de *S. brevipinna*.

Itens Alimentares	Nº de Ocorrências		Frequência de Ocorrência		Categoria
	N	Ocorrência Numérica (ON) %	N	(F) %	
<b>BACILLARIOPHYTA</b>					
NAVICULACEAE					
<i>Frustulia</i> sp.	574	12,419	120	11,483	F
<i>Pinnularia</i> sp.	717	15,513	120	11,483	F
<i>Gyrosigma</i> sp.	322	6,967	103	9,856	F
<i>Navicula</i> sp.	1286	27,823	120	11,483	F
PLEUROSIGMATACEAE					
<i>Pleurosigma</i> sp.	36	0,779	19	1,818	AC
BACILLARIACEAE					
<i>Nitzschia</i> sp.	174	3,765	80	7,656	AD
FRAGILAREACEAE					
<i>Fragillaria</i> sp.	71	1,536		0,000	
ACHNANTHACEAE					
<i>Achnanthes</i> sp.					
GOMPHONEMATACEAE					
<i>Gomphonema</i> sp.	274	5,928	61	5,837	AD
AULACOSEIRACEAE					
<i>Aulacoseira</i> sp.	56	1,212	36	3,445	AD
<i>Stephanomopyxis</i> sp.	14	0,303	8	0,766	AC
<i>Amphora</i> sp.	2	0,043	1	0,096	AC
RAPHIDINEAE					
<i>Craticula</i> sp.	2	0,043	1	0,096	AC
<i>Diplones</i> sp.	44	0,952	15	1,435	AC
<i>Sellaphora</i> sp.	16	0,346	7	0,670	AC
<i>Achnanthidium</i> sp.	0	0,000		0,000	
<i>Cymbela</i> sp.	70	1,514	37	3,541	AD
<i>Cocconeis</i> sp.	4	0,087	2	0,191	AD
<i>Stephanopyxis</i> sp.	9	0,195	3	0,287	AD
Outras Bacillariophyta	310	6,707	100	9,569	F
<b>CHLOROPHYTA</b>					
CLOSTERIACEAE					
<i>Closterium</i> sp.	88	1,904	49	4,689	AD
<i>Closteriopsis</i> sp.	42	0,909	17	1,627	AD
VOLVOCEAE					
<i>Eudorina</i> sp.	17	0,368	4	0,383	AD
<i>Volvox</i> sp.	9	0,195	2	0,191	AC
<i>Pandorina</i> sp.	5	0,108	1	0,096	AC
SCENEDESMACEAE					
<i>Actinastrum</i> sp.	4	0,087	1	0,096	AC
<i>Coelastrum</i> sp.	3	0,065	1	0,096	AC
ZIGNEMATACEAE					
<i>Mougeotia</i> sp.	13	0,281	6	0,574	AC
<i>Raphidonema</i> sp.	4	0,087	1	0,096	AC
Outras Chlorophyta	376	8,135	83	7,943	AD
<b>PROTOZOA</b>					
Euglenophyta	19	0,411	10	0,957	AC
<i>Euglena</i> sp.	8	0,173	3	0,287	AC
	25	0,541	11	1,053	AC
<b>TOTAL</b>	<b>4594</b>	<b>100</b>	<b>1022</b>	<b>100</b>	

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

Os dados mensais da frequência de ocorrência (Tabela 2), apontam que as algas da divisão Bacillariophyta foram os itens de maior frequência da alimentação da espécie ocorrendo em 100% dos estômagos analisados. As demais algas referentes a divisão Chlorophyta, além dos Protozoa e Artrópodes foram menos frequentes. O índice de importância alimentar (IIA) dos itens ingeridos (Tabela 3), mostra que as algas da divisão Bacillariophyta mantiveram-se como alimento principal durante todos meses do ano, para os demais representantes da dieta alimentar da espécie tais como algas da divisão Clorophyta, Protozoa.

Tabela 2: Distribuição mensal da frequência relativa de ocorrência dos itens alimentares de *S. brevipinna*.

Grupos Taxonômicos	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
Bacillariales	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Outras Bacillariophyta	40	30	35	25	30	40	45	30	35	35	40	50
Desmidiaceae	30	28,5	15	10	20	25	20	1,0	1,0	1,5	25	25
Outras Chlorophyta	10	15	15	15	15	10	10	10	10	10	1,5	10
Protozoa	10	50	40	30	10	20	32,8	40	10	20	15	10

Tabela 3: Índice de importância alimentar (IIA), de *S. brevipinna*.

Grupos Taxonômicos	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
Bacillariales	0,94	0,91	0,94	1	0,83	0,92	0,87	0,92	0,90	0,91	0,81	0,88
Outras Bacillariophyta	0,03	0,04	0,01	0,04	0,09	0,03	0,04	0,03	0,04	0,03	0,10	0,09
Desmidiaceae	0,02	0,04	0,04	0,02	0,06	0,04	0,06	0,04	0,06	0,07	0,08	0,02
Outras Chlorophyta	0,005	0,01	0,02	0,005	0,003	0,01	0,02	0,01	0,01	0,003	0,01	0,003
Protozoa	0,003	0,002	0,00	0,00	0,02	0,02	0,01	0,005	0,005	0,01	0,02	0,01

Uma análise da frequência dos itens ingeridos pela espécie mostra que *Navicula* sp foi o alimento mais abundante encontrado em todas as estações do ano com a dominância da divisão Bacillariophyta seguida da divisão Chlorophyta. Dados semelhantes aos encontrados por Querol (1998), ao estudar uma espécie de cascudo *Locariichthyes platymetopon*, na barragem da estância Nova Esperança, (RS), Giora & Fialho (2003) para *S. brevipinna*, na bacia do rio Ibicuí-Mirim (RS) e Teixeira e Gurgel (2004) para *Steindachnerina notonota* Miranda-Ribeiro 1937, no Açude de

Riacho da Cruz, fazendo parte dos itens alimentares das diferentes espécies.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estudo da biologia alimentar das espécies ícticas em um primeiro momento pode apresentar valor apenas quando se trata de espécies economicamente viáveis, ou seja, com os predadores todo da cadeia alimentar.

Entretanto, o presente estudo descreve a biologia alimentar de um espécie representante da base da cadeia alimentar, são animais que servem-se de alimento para os grandes peixes e assim assumem um papel de extrema importância nos ecossistemas, pois além disso são animais que se alimentam basicamente do lodo ou da matéria orgânica em decomposição, são conhecidos como detritívoros animais estes que limpam os ecossistemas aquáticos.

Nessa direção a composição alimentar dos birus (*S. brevipinna*) é composta pela presença de algas, organismos visíveis apenas ao microscópio o que reforça a importância do conhecimento da biologia alimentar de espécies ícticas de base da cadeia alimentar pois o conhecimento dessas espécies permite uma melhor interpretação do funcionamento dos ambientes aquáticos e isso se torna-se cada vez mais importante para a conservação ambiental e conseqüentemente para a qualidade de vida nas cidades.

## 7. REFERÊNCIAS

- BICUDO, C. E. M & MENEZES, M. 2005. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificação e descrições. Ed. Rima. São Carlos, Brasil, 489 pp.
- BOWEN, S. H. 1984. Detritivory in neotropical fish communities. In: Zaret, T. M. (eds). Evolutionary ecology of Neotropical freshwater fish. Dordrecht, W. Junk. p.59-66.
- CARVALHO, F.M. 1984. Aspectos biológicas e ecofisiológicos de Curimatá (Potamorhina) pristigaster, um characoidei neotropical. Amazôniana, 8 (4);525-539.
- FINK, W. I. & FINK, S. A. 1978. Amazônia central e seus peixes. Acta Amazônia, Manaus. 8 (4): p-35.
- FRYER, G & ILES, T. D. 1972. The cichlid fishes of the Great lakes of Africa. T.F.H. Publ.,Inc., Neptune,. Oliver & Boyd, Edinburgh; TFH Publications, Neptune City, NJ, USA. 641 p.

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

- FUGI, R. AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, 61 (1):27-33.
- FUGI, R. & HAHN, N. S. Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, 51 (4):873-879. 1991.
- GIORA, J. & FIALHO, C. B. 2003. Biologia alimentar de *Steindachnerina brevipinna* (Characiformes, Curimatidae) do rio Ibicuí-mirim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 93 (3): 277-281.
- GOULDING, M. 1980. *The fishes and the forest: exploration in Amazonian natural history*. Berkeley, University of California. 280p.
- Granado-Lorencio, C. & Garcia-Novo, F. 1981. Cambios ictiologicos durante las primeras etapas de la sucesion en el embalse de Arrocampo (Cuenca del Tajo, Caceres). *Boln Inst. Esp. Oceano.*, Madri, 6:224-243.
- GUILLEN, E. & GRANADO, C. 1984. Alimentacion de la ictiofauna del ambalse de Torrejon (rio Tajo, caceres). *Limnética*, Barcelona, 1:304-310.
- HARTZ, S. M. 1991. Dinâmica populacional de *Cyphocharax voga* ( HENSEL, 1869), Da lagoa Emboaba, Osório, RS (CHARACIFORMES, CURIMATIDAE). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil,
- HARTZ, S. M. & BARBIERI, G. 1993. Dinâmica quantitativa da alimentação de *Cyphocharax voga* (Hensel, 1869) da Lagoa Emboaba, RS, Brasil (Characiformes, Curimatidae). *Comum. Mus. Cienc. PUCRS*, ser. Zool., 6(1): 63-74.
- HONDA, E. M. S. 1979. Alimentação e reprodução de *Pseudocurimata gilberti* (Quoy e Gaimard, 1824) do rio Cachoeira, Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 89p.
- KNÖPPEL, H.A. 1970. Food of central Amazonian fishes – Contribution the nutrient-ecology of Amazonian rain-forest-streams. *Amazoniana*, 2(3):257-352.
- PEREIRA, R.A.C E RESENDE, E.K. 1998. Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso dom sul, Brasil. Corumbá: EMBRAPA-CPA, Boletim de Pesquisa, 12.
- QUEROL, M.V.M. 1998. Biologia e Ecologia de *Locariichthyes platymetopon* (ISBRUCKER & NIJSSEN, 1979) (OSTEICHTHYES, LOCARIIDAE) na barragem da Estância Nova esperança, município de Uruguaiana, bacia do rio Uruguai, RS, BRASIL. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. RS, 75p.
- ROTTA, M. A. 2003. Aspectos Gerais da Fisiologia e Estrutura do Sistema Digestivo dos Peixes Relacionados à Piscicultura. Doc:53. Embrapa. Corumbá, MS.
- SAZIMA, I. & CARAMASCHI, E. P. 1989. Comportamento alimentar de duas

espécies de Curimata sintópicas no Pantanal de Mato Grosso (Osteichthyes, Characiformes). Rev. Bras.Biol., 49 (2):325-333.

TEIXEIRA, J. L. A. & GURGEL, H. C. B. Dinâmica da nutrição e alimentação natural de *Steindachnerina notonota* (Mirand-Ribeiro, 1937) (Pisces, Curimatidae), Açude de Riacho da Cruz, Rio Grande do Norte, Brasil. Rev. bras. Zootecias, Juiz de Fora, 6 (1): 19-28. 2004.

VARI, R. P. 1988. The Curimatidae, a lowland neotropical fish family (Pisces, Characiformes); distribution, endemism, and phylogenetic biogeography. Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, RJ, Brazil, p.343-377.

ZAVALA-CAMIN, L. A. 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. EDUEM, Maringá, 129p.



## CAPÍTULO 13

# **REPRODUÇÃO E LARVICULTURA DA SARDINHA PRATA, *LYCENGRAULIS GROSSIDENS* (SPIX & AGASSIZ, 1829), E DO CASCUDO VIOLA, *LORICARIICHTHYS PLATYMETOPON* (ISBRUCKER & NIJSSEN, 1979), NA BACIA DO RIO URUGUAI MÉDIO, URUGUAIANA, RS.**

---

Daniela Pereira da Rosa

Anderson Ayala

Thiago Signori Gralha

Edward Frederico Castro Pessano

Luís Flávio Souza de Oliveira

Marcus Vinícius Morini Querol

### **1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS**

O Brasil já dispõe de razoável tecnologia de criação das espécies nativas, ainda assim, há a necessidade de se conhecer melhor a biologia de algumas espécies que apresentam grande potencial para a piscicultura (CASTAGNOLLI, 1992). A criação de novas espécies de peixes em cativeiro será uma opção importante, pois permitirá um aumento sobre os estoques pesqueiros. Isto nos indica a necessidade e prioridade de resguardar o setor, requerendo o conhecimento científico da biologia e ecologia de peixes de água doce. É cada vez mais urgente que órgãos públicos e universidades estudem e selecionem novas espécies que possam contribuir para o desenvolvimento de uma piscicultura sustentável (VAL & HONCZARIK, 1995; VAL et al., 2000). Segundo Santos et al. (1991), a exploração desse recurso natural deve ser racional voltada para a preservação das espécies de peixes de água doce. De acordo com Pereira Filho et al. (1991) e Honczaryk (1995), uma das alternativas para evitar a sobrepesca dos bancos pesqueiros naturais é a criação de peixes em confinamento, que é limitada pela falta de conhecimento sobre a biologia de espécies com potencial para cultivo, incluindo espécies como a sardinha prata e o cascudo viola. Um aspecto importante na reprodução da sardinha é a sua sensibilidade ao manejo, pois este animal geralmente morre logo após sua captura. Desta forma, a sardinha prata necessita de aplicações de tecnologias que possam manter os padrões ambientais do seu ambiente natural, como a qualidade de água. Talvez pela dificuldade de manejo, a sardinha prata é uma espécie nativa que vem sendo pouco utilizada para fins de piscicultura. Em relação ao cascudo viola,

trata-se de uma espécie amplamente encontrado na bacia do rio Uruguai médio, conforme relatos de pescadores da cidade de Uruguaiana e Itaquí, tendo, assim, uma disponibilidade de captura de matrizes em meio natural.

Conforme Querol (1995), com a crescente demanda de alimentos, especialmente de proteínas de origem animal, se percebe a necessidade de buscar a criação e aprimoramento das técnicas de produção das espécies nativas, evitando o impacto produzido pela importação de espécies exóticas e permitindo a exploração autossustentada e o gerenciamento das populações nativas. Ainda, Querol (1995) relata que existem poucas informações sobre a sistemática, biologia e ecologia dos peixes, especialmente na região do médio Uruguai. Os trabalhos existentes referem-se à sistemática dos peixes do alto e baixo Uruguai. Além disso, outro aspecto que chama a atenção é que algumas espécies de peixes que não eram comercializadas, passam gradativamente a ocupar um lugar no mercado, como é o caso do cascudo *Hypostomus commersonii* e do *Loricariichthys anus* (MELO et al., 1995). Neste contexto, investigações sobre desenvolvimento embrionário e larval dos peixes são muito importantes, pois podem ser utilizados como base de conhecimento para serem empregadas no seu cultivo. Segundo Vazzoler (1997), os estudos de ecologia de ovos e larvas nos ambientes naturais encontram-se ainda pouco estudados, porém, a reprodução natural, nos cursos d'água, sofre decadência em curto espaço de tempo em função das agressões ambientais, que modificam a vida aquática.

Mesmo com o aprimoramento das técnicas de reprodução, alimentação e manejo na piscicultura, muitos problemas precisam ainda ser resolvidos, principalmente com relação à larvicultura de peixes, que representa um forte ponto de estrangulamento na produção de larvas e juvenis (BEERLI et al., 2004).

Outro aspecto importante é a avaliação e o monitoramento da qualidade da água. Segundo Woynarovich & Hórvath (1983), a qualidade de água é um dos fatores mais importantes no processo de incubação de ovos e larvicultura. Fatores físicos, químicos, biológicos e mecânicos precisam estar em perfeita harmonia com as exigências das espécies, garantindo o sucesso da incubação e larvicultura.

O conhecimento dos parâmetros físicos e químicos da água ideais para o desenvolvimento de peixes é de extrema importância para pesquisas com espécies nativas (RIBEIRO et al., 1995) e para a piscicultura de modo geral. Inúmeros foram os motivos que nortearam a projeção de uma incubadora portátil, denominada INCUBADORA 12V. Dentre eles, destaca-se: a) A possibilidade de ser utilizada como um laboratório móvel para reprodução de espécies sensíveis ao manejo, como é o caso da sardinha prata (*Lycengraulis grossidens*); b) A alta demanda de alevinos e precária oferta; c) A necessidade de uma aproximação de tecnologias simplificadas e de fácil concepção por produtores dos diversos níveis para reprodução de peixes de água doce.

Por todos os atributos já citados, que envolvem a perpetuação e preservação das espécies sardinha prata e do cascudo viola, o presente trabalho teve como objetivo projetar, desenvolver e operar um novo sistema de incubação de ovos de peixes de água doce, bem como garantir a sobrevivência das larvas até absorverem o saco vitelínico e estarem aptas à recepção de alimento.

Neste sentido, é imprescindível conhecer o desenvolvimento ontogenético dos peixes. O desenvolvimento inicial em teleosteos compreende o período embrionário e larval, tendo início no momento da fertilização e finalizando com a completa absorção do vitelo (KUNZ, 2004). O período embrionário estende-se da fertilização à eclosão da larva (SHARDO, 1995), enquanto o período larval inicia-se após a eclosão e termina com a reabsorção do vitelo e início da alimentação exógena (HELFMAN et al., 2000). A maioria das larvas de peixes recém-eclodida não possui boca aberta, intestino, ânus, brânquias, vesícula gasosa, nadadeiras pares, pigmentação e acuidade visual (BLAXTER, 1969; WOYNAROVICH & HORVÁTH, 1983). O tempo de desenvolvimento dos sistemas orgânicos segue padrões ontogenéticos de cada espécie e determinam o momento em que os peixes irão adquirir as capacidades natatória, de fuga e de captura de seu próprio alimento (NEUMANN, 2004). De acordo com relatos de Lima et al. (1989), Chabalin et al. (1989) e Silva (1996), nota-se que, a exemplo do Brasil, países europeus como a Hungria, Áustria, Espanha, Alemanha, França e Portugal, promovem poucos investimentos em qualidade na propagação artificial de peixes, principalmente no que diz respeito à eficiência de equipamentos na incubação de ovos e larvicultura. Os últimos lançamentos são da década de 70, na Hungria, e introduzida no Brasil na década de 80 pelo próprio inventor, Élek Woynarovich (WOYNAROVICH, 1988).

Neste sentido propõem-se um trabalho que visa colaborar na propagação de peixes criando alternativas que possam baratear o custo de produção através da confecção de incubadora com produtos recicláveis, móvel e com alternativas distintas de fonte de energia, possibilitando a reprodução de espécies sensíveis ao manejo nos seus ambientes naturais. Para este escopo foi confeccionada uma incubadora com o objetivo de manter os padrões de qualidade de água no processo de embriogênese de *L. grossidens* e *L. platymetopon*.

## **2. METODOLOGIA**

A pesquisa foi dividida em três etapas: **Etapa I**, a confecção da incubadora NUPI 12. A segunda etapa foi subdividida em duas, **Etapa II (a)**, que consistiu em verificar a incubadora na manutenção da qualidade da água sem a adição de material biológico (sem a inserção de ovócitos e ovos); **Etapa II (b)**, que avaliou a adição de material biológico (ovócitos e ovos). E a **Etapa III**, que consistiu em testar eficiência da incubadora portátil no desenvolvimento embrionário dos ovócitos da Sardinha prata (*Lycengraulis grossidens*), (Figura 1) e do Cascudo viola (*Loricariichthys platymetopon*), (Figura 2).

Figura 1: Exemplar adulto de *Lycengraulis grossidens* utilizado na reprodução.



Figura 2: Exemplar macho adulto de *Loricariichthys platymetopon* coletado com ovos na boca.



A seguir descreve-se a metodologia empregada em cada uma das etapas.

### **Etapa I: Confeção da Incubadora NUPI 12**

Foram construídas quatro unidades da incubadora (NUPI) para efetuar os experimentos subsequentes. Para a confecção da incubadora (NUPI12), foram utilizados materiais recicláveis e de baixo custo. Os materiais utilizados para confecção do sistema foram: 01 garrafa PET de 10 L e 5 L; 15 cm de cano PVC 40 mm; 01 tampão de vedação 40 mm; 01 níquel adaptador 10 mm; 01 tela de nylon de 40  $\mu$ m na entrada de água no sistema para retenção de micro-organismos e de partículas em suspensão; duas dessas mesmas telas na parte superior da garrafa interna para impedir as saídas dos ovócitos, ovos, larvas e pós larvas; 01 mangueira PVC 10 mm; 01 bomba 12 V e 01 suporte de sustentação de ferro.

Para dar suporte e sustentação ao sistema foi confeccionada uma estrutura de ferro para apoiar a garrafa PET de 10 L, sendo posteriormente colocada em seu interior a garrafa PET de 5 L com as telas de nylon devidamente acondicionadas na entrada e saída de água para que se evitasse a entrada de micro-organismos indesejados no sistema, ao mesmo tempo em que se impedia a saída dos ovos incubados. Esses eram unidos por um cano PVC de 40 mm x 15 cm e, em sua entrada, um tampão de 40 mm com níquel adaptador de 10 mm, onde era introduzida a mangueira PVC 10 mm com a bomba de sucção 12 V.

O sistema de alimentação da incubadora consiste em uma bomba 12 V de veículos automotores e de um adaptador elétrico, tipo transformador, acoplado a um gerador portátil, podendo este ser ligado também em outras fontes de energia elétrica.

**Etapa II (a): Verificação da incubadora na manutenção da qualidade de água sem adição de material biológico (ovócitos e ovos).**

Para a verificação da manutenção dos parâmetros de qualidade da água através da utilização da incubadora NUPI (12), foram utilizados dois tratamentos (T1 e T2), com duas repetições cada, e dois controles (Ba e Co). A água utilizada na realização de todo o experimento foi proveniente de uma barragem, localizada no interior da Universidade Federal do Pampa, Campus Uruguaiana, sendo suas coordenadas S29°50'06,5'' W57°05'55,6''. Os parâmetros de qualidade da água foram medidos no dia 27 de setembro de 2013, com início às 12 h e término às 18 h, com intervalo de uma hora entre as análises.

O controle 1 foi denominado (Ba), ao qual a qualidade da água foi verificada diretamente na barragem; o controle 2 (Co) foi constituído por uma amostra de água da barragem, inserida numa bombona plástica de 50 L, contendo 30 L de água sem renovação.

No T1 foi testada a incubadora com renovação constante de água, na qual a água era captada da barragem, circulava no interior da incubadora e era devolvida a barragem continuamente. No T2 foi utilizada a incubadora com recirculação constante da água, inseridos 30 L em uma bombona plástica de 50 L.

Durante o experimento foram realizadas as análises dos parâmetros físicos e químicos da água abaixo descritos, nos controles (Co e Ba) e nos tratamentos (T1 e T2). Os parâmetros avaliados foram: temperatura da água, pH, condutividade (mS/cm), oxigênio dissolvido (mg/L), com o auxílio de um aparelho multipâmetro marca Hanna®, modelo HI 9828; nitrito e amônia, através de um Polikit Alfa Química® de análise de água e turbidez (NTU) através de turbidímetro marca Hanna®, modelo HI 98703. Os dados obtidos foram avaliados através do pacote estatístico GraphPad Instat®. Os mesmos foram submetidos à análise de Variância (ANOVA), e depois de verificada diferença entre os tratamentos, foi aplicado o teste de comparação de média de Tukey, para um limite de confiança de 95 %.

**Etapa II (b): Verificação da incubadora na manutenção da qualidade de água com a inserção de material biológico (ovócitos e ovos)**

Para a verificação da manutenção dos parâmetros de qualidade da água através da utilização da incubadora NUPI (12), com inserção de material biológico, foram utilizados dois tratamentos denominados T1 e T2, com uma repetição cada, T1 (r) e T2 (r) com a adição de ovos e ovócitos de sardinha prata e de cascudo viola. Durante o experimento foram realizadas análises dos parâmetros físicos e químicos da água, para verificar a existência de alteração nos padrões de qualidade de água. Os parâmetros analisados foram: temperatura da água e do ar (T.ar e T. água), potencial hidrogênico (pH), Oxigênio dissolvido (O<sub>2</sub>D mg/L), todos com o auxílio de um aparelho multipâmetro marca Hanna®, modelo HI 9828; nitrito (NO<sub>2</sub>), e amônia (NH<sub>3</sub>), através de um Polikit Alfa Química® de análise de água.

As análises dos parâmetros da água foram aferidas no intervalo de 3 em 3 horas, durante o período de 18 horas. Durante esse período foi registrado o desenvolvimento

embrionário do cascudo viola até a absorção do saco vitelínico e da sardinha prata até a comprovação da fecundação e do início do desenvolvimento.

### **Etapa III: Teste da eficácia da incubadora portátil no desenvolvimento embrionário dos ovócitos da Sardinha prata e do Cascudo viola**

Para testar a eficiência do novo sistema de incubadora no desenvolvimento embrionário da sardinha prata e do cascudo viola, foram utilizados dois procedimentos devido a sardinha necessitar de um manejo especializado em virtude da sua sensibilidade, isto é, morre logo após a sua captura, ao passo que o cascudo viola possibilita a captura de ovos do meio natural ou sendo carregados pelo macho, não sendo necessário realizar processos de extrusão e fecundação externa. Para captura dos peixes foram realizadas coletas no rio Uruguai Médio, nas localidades Cantão, situado a 29° 30' 20,4''S/56°50'41,9''W, e nas proximidades da Escola Salgado Filho, situada a 29° 45'43.45''S, no município de Uruguai, RS. O período de estudo foi de 2 anos (dois ciclos reprodutivos), de setembro de 2012 a novembro de 2014. O manejo reprodutivo foi realizado nos períodos que compreendem o final da primavera e início do verão, (setembro a dezembro), devido a espécies em questão corresponderem ao período reprodutivo da maioria das espécies da bacia do rio Uruguai médio (QUEROL, 2013).

Para a captura dos peixes foram utilizadas 6 redes de malha que variam de 1 a 2 mm entre nós adjacentes, com altura de 1,5 m, distribuídas nas margens do rio Uruguai. Durante todo período de experimento foram coletados 102 indivíduos de sardinha prata e quatro exemplares de cascudo viola. A determinação do sexo e do estágio gonadal da sardinha prata foram realizadas pela observação macroscópica das gônadas observando a coloração, a forma e a presença ou não de ovócitos visíveis a olho nu, presença de sêmen e irrigação sanguínea, com o objetivo de identificar indivíduos maduros, de acordo com Vazzoler (1981; 1996).

Após a captura, os indivíduos de sardinha prata maduros foram selecionados para o processo de extrusão a seco, que consistiu em fazer compressão do abdômen do animal em direção ao ânus, forçando a saída dos ovócitos e sêmen. Para o processo de extrusão foi utilizado a proporção de 2 machos para cada fêmea, a fim de assegurar uma maior fecundação dos ovócitos. Os ovócitos e sêmen retirados das matrizes de sardinha prata foram depositados em bacias de plástico com capacidade para 500/mL.

Finalizada a extrusão, adicionou-se água para a ativação dos gametas e fertilização dos ovócitos. Aproximadamente dez a quinze minutos após adicionou-se gradativamente água retirada do rio até a cobertura total da solução. Em seguida, os ovos foram inseridos em incubadora portátil confeccionada a 12 v (NUPI 12), com capacidade de 50 L, com circulação de água constante para manutenção dos padrões de qualidade de água. A água inserida na incubadora foi retirada diretamente do rio Uruguai, de forma a preservar os padrões usuais de qualidade utilizados pela sardinha. Em relação ao cascudo viola, os ovos foram retirados da boca dos animais já fecundados, não sendo necessário o manejo empregado na sardinha prata de extrusão. Querol et al. (2002) afirmam que o *L.*

*platymetopon* se reproduz nos meses mais quentes e que os machos têm cuidado parental, carregam os ovos até o momento da eclosão.

A seguir, a desova foi da mesma forma que a sardinha, inserida na (NUPI 12), para acompanhamento do desenvolvimento embrionário. Foram retiradas amostras dos ovócitos de hora em hora e analisadas com auxílio de lupa acoplado a um computador. Através do registro fotográfico foi possível verificar a fecundação dos ovos e o desenvolvimento embrionário dos ovócitos dos cascudos e sardinha.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1. Etapa I: Confeção da Incubadora NUPI 12V.**

A incubadora portátil foi confeccionada contendo como itens principais uma fonte de energia, cabo elétrico, mangueira de silicone e garrafas PET de 10 L e 5 L, sendo estas, uma inserida dentro da outra, como pode ser observado na Figura 3.

Figura 3: Incubadora Portátil NUPI 12 V e seus principais componentes.



A mesma permite que se encaixe uma mangueira de silicone e que seja captada a água diretamente do meio (açude, rio lago, etc..). Também possibilita o seu funcionamento em diferentes locais, permitindo ser instalado um laboratório móvel (Figura 4), pois, como mencionado, possui como fonte de energia uma bateria 12 V, mas pode ser acoplada a uma fonte de energia elétrica.

O principal diferencial da incubadora é que permite ser instalada no local onde está sendo coletados os ovócitos ou ovos que serão introduzidos na incubadora, podendo, desta forma, manter e até mesmo melhorar os parâmetros físicos, químicos e biológicos da água.

Figura 4: Incubadora NUPI 12 instalada como Laboratório móvel nas margens do rio Uruguai.



A capacidade de vazão da água da incubadora foi de 1 L/min, o que proporcionou a aeração e a manutenção dos níveis adequados de qualidade de água durante a realização do experimento. A vazão encontrada está de acordo com a observada no desenvolvimento de ovos e larvas por Geromg (1978), Branco (1986), Woynarovich & Hórvath (1983), Vazzoler (1996) e Huet (1983).

### 3.2. Etapa II (a): Verificação da incubadora na manutenção da qualidade de água sem adição de material biológico (ovócitos e ovos)

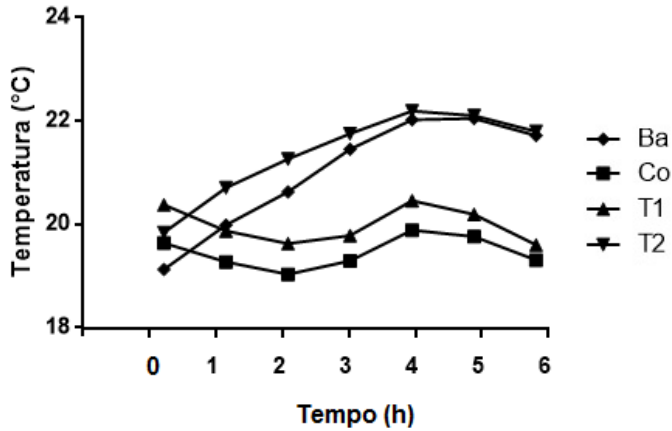
Os parâmetros de qualidade de água foram registrados durante 6 h, entre os controles (Co e Ba) e os tratamentos (T1 e T2), podendo ser observados nas (Figuras 5, 6, 7, 8, 9 e 10).

Em relação à temperatura, quando se comparou os controles Ba x Co se verificou uma diferença significativa ao longo do experimento. Esta diferença se deu, provavelmente, devido ao controle ter a água analisada diretamente na barragem, onde se tem um grande volume e profundidade, ocorrendo menores variações; enquanto o controle Co, consistia em uma amostra de água parada (30 L) depositada em uma bombona de 50 L. Embora a temperatura observada na bombona tenha ficado entre 19 °C e 22 °C, ainda está de acordo com os padrões estabelecidos para um bom desenvolvimento de peixes de água doce. Quando compara-se a água da barragem com o (T1) não foi encontrada diferença significativa, o que demonstra que a água mantém padrões similares aos da barragem, fato que também foi observado quando se comparou a temperatura da barragem com o Co.

Em relação a Ba x T2 observou-se uma elevação significativa da temperatura na bombona. Mesmo assim, ficou dentro dos padrões de qualidade. As pesquisas demonstram que a faixa aceitável para incubação de ovos de peixes tropicais varia de 22 °C a 31 °C, tendo como temperaturas ideais até 27 °C (JOHNSTON & VIEIRA, 1996). Quanto menor a oscilação de temperatura, menor a frequência de choques térmicos, favorecendo um melhor desempenho geral da incubação, tanto de ovo como de larva (JOHNSTON & VIEIRA, 1996; BROOKS et al., 1995) (Figura5).

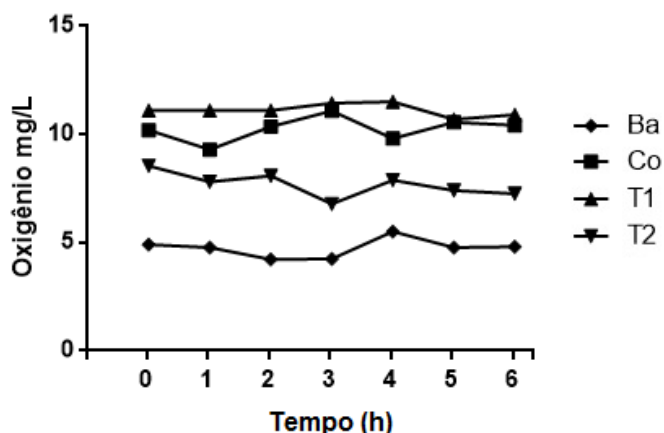


Figura 5: Temperatura da água (°C) registrada durante o experimento em um intervalo de 6 h no Controle (Co), Barragem (Ba), Tratamento (T1) e Tratamento (T2) durante o experimento.



Em relação ao nível de oxigênio dissolvido (Figura 6), observa-se que quando se compara os tratamentos T1 e T2, não foi observada diferença significativa, o que demonstra que o processo de recirculação da água é eficaz na manutenção dos índices de  $O_2D$  durante o período observado. Este fato é extremamente importante uma vez que pode facilitar o manejo reprodutivo em locais com pouca quantidade de água. Por outro lado, os controles Ba e Co apresentam diferença significativa em relação ao T1 e T2, o que vem revelar que a utilização da Incubadora com circulação e recirculação de água mantém e até melhoram as condições do oxigênio dissolvido na água. Kubitzka (1999) relata que um bom crescimento de peixes pode ser obtido quando o oxigênio dissolvido na água for superior a 5 mg/L, fato observado neste trabalho (Figura 6).

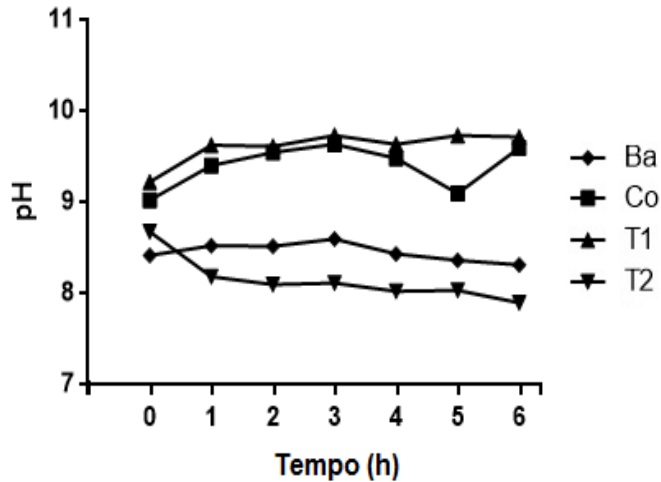
Figura 6: Níveis de oxigênio dissolvido (ppm) da água registrado durante o experimento em um intervalo de 6 h no Controle (Co), Barragem (Ba), Tratamento (T1) e Tratamento (T2) durante o experimento



Em relação aos valores de pH encontrados neste trabalho, pôde-se verificar que quando comparados controle Ba com tratamento T1, os dois permaneceram sem diferença significativa. Entretanto, quando comparamos os valores de pH entre a água da barragem (Ba) com o tratamento 2 (T2) é possível notar que ocorre diferença extremamente significativa. No T2, se mostrou inferior aos valores aferidos para a barragem (Ba), porém cabe salientar que estes valores se mostram dentro dos níveis aceitáveis e indicados pela literatura para os processos que envolvem o desenvolvimento das etapas iniciais do ciclo de vida dos peixes. Segundo Ceccarelli et al. (2000) e Querol et al. (2013), o pH ótimo varia de espécie para espécie, no cultivo de peixes tropicais e deve permanecer entre 6,5 e 8,0.

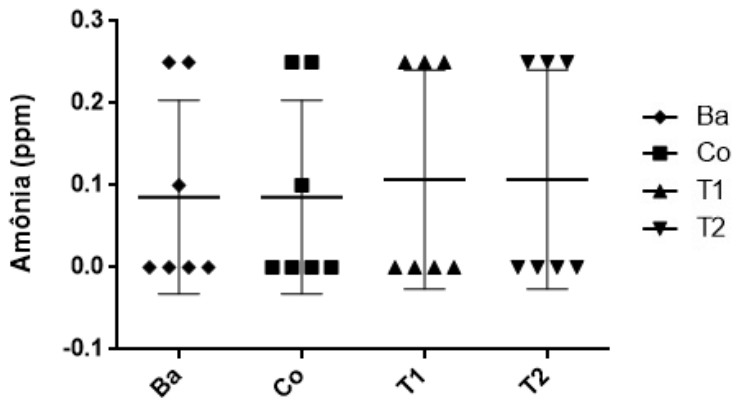
Quando compara-se os 2 tratamentos (T1 e T2), ou seja, a incubadora com renovação constante de água e a incubadora com recirculação pode-se observar que o pH apresentou diferença significativa entre os mesmos, sendo encontrado valores melhores no T2. No T2, como a água não renova, apenas existe a recirculação, não há acréscimo de matéria orgânica neste corpo limitado de água, o que pode ter resultado na melhora dos níveis de pH, (Figura 7).

Figura 7: Potencial hidrogeniônico da água registrado durante o experimento em um intervalo de 6 h no Controle (Co), Barragem (Ba), Tratamento (T1) e Tratamento (T2) durante o experimento.



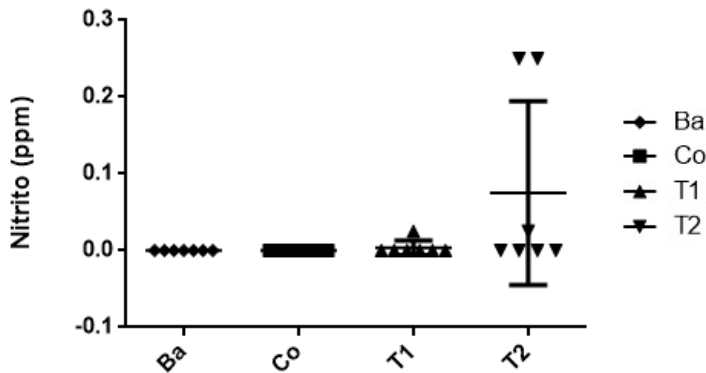
Nos níveis de amônia encontrados neste trabalho (Figura 8), não foi observada diferença significativa entre os controles e os tratamentos. Embora os níveis de amônia se elevassem em 0,025 ppm, estes não vêm interferir nos padrões considerados ideais para o cultivo de peixes. De acordo com Kubitzka (1999), valores de amônia não ionizada acima de 0,20 mg/L são suficientes para induzir toxicidade crônica e levar a uma diminuição do crescimento e da tolerância dos peixes a doenças. Níveis de amônia entre 0,70 e 2,40 mg/L podem ser letais para os peixes, quando expostos por curto período.

Figura 8: Níveis de amônia (ppm) da água registrada durante o experimento em um intervalo de 6 h no Controle (Co), Barragem (Ba), Tratamento (T1) e Tratamento (T2) durante o experimento.



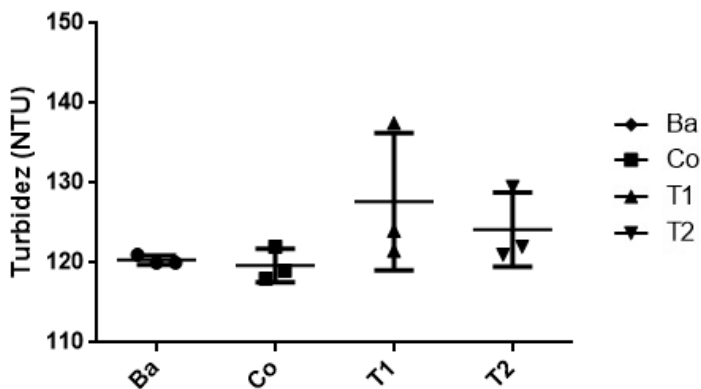
Com relação aos níveis de nitrito (Figura 9) encontrados neste trabalho, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos e os controles. No T2, os níveis de nitrito atingiram o valor máximo de 0,025 ppm, sendo também considerados dentro dos padrões de qualidade de água para o cultivo de organismos aquáticos.

Figura 9: Níveis de nitrito (ppm) da água registrado durante o experimento em um intervalo de 6 h no Controle (Co), Barragem (Ba), Tratamento (T1) e Tratamento (T2) durante o experimento.



Os níveis de Turbidez (Figura 10) da água durante o período do experimento estiveram dentro dos padrões de qualidade, não sendo encontrada diferença significativa entre os tratamentos e os controles.

Figura 10: Turbidez da água (NTU) registrado durante o experimento em um intervalo de 6 h no Controle (Co), Barragem (Ba), Tratamento (T1) e Tratamento (T2) durante o experimento.



### 3.4. Etapa II (b): Verificação da incubadora na manutenção da qualidade de água com a inserção de material biológico (ovócitos e ovos) de Sardinha prata e do Cascudo viola, e no desenvolvimento embrionário dos ovócitos da Sardinha e do Cascudo viola

Foi testada a qualidade de água no processo de embriogênese e verificado o desenvolvimento embrionário de duas espécies de peixes de água doce, que podem ser utilizados como alternativa de cultivo na piscicultura. Nesta investigação, utilizaram-se duas incubadoras NUPI 12 (a), e NUPI 12 (b). As variáveis físico-químicas da água foram registradas durante 18 h. Os resultados obtidos com o teste da Incubadora NUPI 12 com a inserção dos ovos em relação aos parâmetros físicos e químicos da água podem ser visualizados nas Tabelas 1 e 2. A temperatura registrada nesta pesquisa ficou na faixa de  $18\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 24,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ , proporcionando o desenvolvimento embrionário do cascudo viola. A temperatura influencia potencialmente todos os processos fisiológicos e comportamentais dos peixes, conforme Hutchinson (1975). Querol et al. (2004) relata que a temperatura exerce influência direta na atividade reprodutiva do cascudo viola.

Ali et al. (2003) afirmam que a faixa ótima para crescimento dos peixes de águas quentes está entre  $25\text{ e }32\text{ }^{\circ}\text{C}$  e tem um caráter fundamental nos processos que envolvem a sobrevivência e desenvolvimento dos peixes. Querol (2003) registra que temperaturas baixas da água (inferiores a  $18\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) e elevadas, superiores a  $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ , prejudicam os animais e os colocam em situações de estresse fisiológico. Neste sentido, a incubadora foi eficaz, pois permitiu que a água se mantém nos níveis ideais de temperatura que proporcionaram o desenvolvimento embrionário do cascudo e da sardinha.

Os níveis de pH se mantiveram na faixa de 7,21 e 7,81, (Tabelas 1 e 2), encontrando-se dentro da faixa indicada para o bom desenvolvimento de peixes de água doce. Segundo Ceccarelli et al. (2000), o pH ótimo para o cultivo de peixes tropicais deve permanecer entre 7,0 e 8,0. Entretanto, alguns estudos, como os de Graef et al. (1987), envolvendo peixes de água doce conquistaram resultados importantes sobre o crescimento com o pH oscilando entre 4,9 e 8,3.

Os valores encontrados de  $\text{O}_2\text{D}$  para este estudo foi de 6,0 mg/L a 8,6 mg/L, estando dentro da faixa considerada ideal para as espécies tropicais. De acordo com Qureol (2003), espécies ícticas do pampa, como a traíra, possuem tolerância a baixas concentrações de oxigênio, porém, têm seu desenvolvimento ideal quando as concentrações de  $\text{O}_2\text{D}$  são superiores a 5,0 mg/L.

Os níveis de amônia encontrados neste estudo ficaram na faixa de 0,025 ppm e 0,1 ppm, estando da mesma forma que os outros parâmetros dentro dos padrões ideais para um bom desenvolvimento dos peixes. Segundo Alabaster & Lloyd (1982), apenas valores de amônia superiores a 0,025 mg/L são inadequados ao desenvolvimento dos peixes. O nível de nitrito encontrado neste estudo ficou na faixa de 0,0 mg/L a 0,025 mg/L, que também está dentro dos níveis aceitáveis para o bom desenvolvimento dos peixes. A concentração de nitrito pode chegar a níveis tóxicos e, conseqüentemente, se tornar um fator limitante no

desempenho da produção na aquicultura (BOYD, 1990). O valor máximo de concentração de nitrito aceitável num cultivo é de 1.0 mg/L (PÁDUA, 1993).

TABELA 1. Valores médios dos Parâmetros Físico-Químicos da água na incubadora (A) no período de 18 h.

Parâmetro/ Horário	21:00	0:00	03:00	06:00	09:00	12:00
Oxigênio (mg/L)	8,2	8	6	7,1	6,1	6,3
pH (mg/L)	7,21	7,81	7,87	7,81	7,62	7,7
Temperatura (°C)	24,5	20	18	17	18	24
Temp.H <sub>2</sub> O (°C)	21	21	20	20	19	20
Amônia (ppm)	0,25	0,25	0,25	0,1	0,1	0,025
Nitrito (ppm)	0,025	0,025	0,025	0	0	0,025

TABELA 2: Valores médios dos Parâmetros Físico-Químicos da água na Incubadora (B) no período de 18 h.

Parâmetro /Hora	21:00	0:00	03:00	06:00	09:00	12:00
Oxigênio (mg/L)	8,2	6,7	5,5	8,6	6,1	6
pH (mg/L)	7,21	7,85	7,76	7,8	7,6	7,76
Temperatura (°C)	24,5	20	18	17	18	24
Temp. H <sub>2</sub> O (°C)	21	21	20	20	19	20
Amônia (ppm)	0,25	0,25	0,1	0,25	0,1	0,25
Nitrito (ppm)	0,025	0,025	0,025	0	0	0,025

A incubação dos ovos da sardinha prata que, posteriormente, foram fecundados e se obteve desenvolvimento do embrião, pode ser observada na Figura 11. Após a fertilização dos ovos da sardinha através do processo de extrusão dos gametas, verificou-se que o pólo animal começou a se definir aos 30 minutos. O processo inicial de divisão teve seu término a 1h30min pós-fertilização. Foi observada a fecundação até a divisão celular. As clivagens ocorreram entre 30 min e 1 h após a fecundação, dividindo o pólo animal em dois blastômeros (células embrionárias) de igual tamanho (Figura 12).

Figura 11. Ovo de *Lycengraulis grossidens* fecundado logo após processo de extrusão.

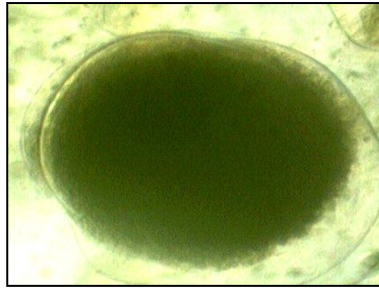


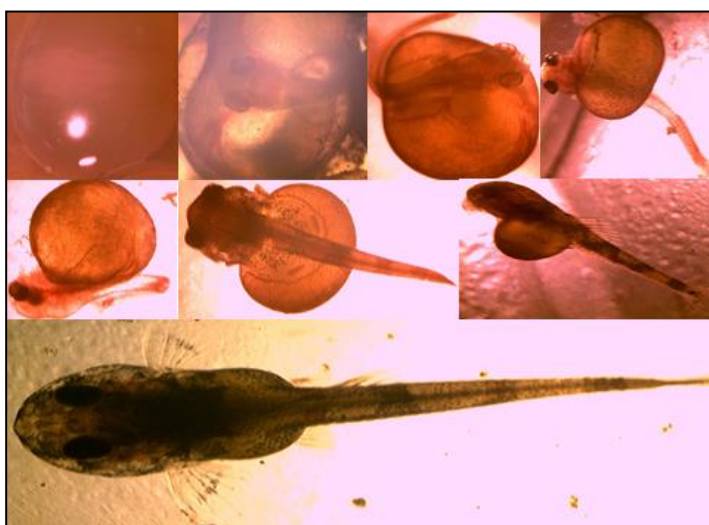
Figura 12. Ovo de *Lycengraulis grossidens* em processo de divisão celular.



A fertilização é um processo de fusão celular (OHTA, 1991) que inicia como o contato de um espermatozóide e um ovócito e culmina na união dos núcleos destas células. Segundo Godinho (2007), a grande maioria dos teleósteos (peixes da classe Acnopterygii), dentre os quais estão os peixes brasileiros de água doce utilizados na aquicultura, apresenta, em geral, as seguintes características reprodutivas: a) Desenvolve ovócitos e espermatozoides em sexos separados; b) É ovípara e libera os ovócitos em meio aquático; c) Na maioria das espécies os embriões se desenvolvem sem cuidado parental, mas existem espécies que mostram cuidado parental de um dos pais ou ambos; d) Os embriões contam com o vitelo para seu desenvolvimento; e) A ruptura da casca do ovo libera o embrião, agora denominado larva, cujo desenvolvimento ainda não está completo; f) O desenvolvimento larval se completa na pós-larva, em momentos definidos após a eclosão, de acordo com a espécie. Para este estudo, foi utilizada a classificação de Faustino et al. (2010), ou seja, a expressão “ovócito” refere-se ao gameta feminino, antes da fertilização. O termo “ovo” referiu-se aos estágios compreendidos entre a fertilização até o final da gastrulação, quando então ocorre a formação do eixo embrionário passando a ser denominado "embrião".

No momento em que os ovos foram coletados diretamente da boca do cascudo, apresentavam uma coloração alaranjada. De acordo com Querol (1998), ovos alaranjados claros são observados logo após a fecundação do ovócito. O processo de embriogênese do cascudo viola foi observado até o momento da completa absorção do saco vitelino, (Figuras 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 e 20). Durante o desenvolvimento embrionário do *L. platymetopon*, a sucessão dos eventos morfológicos ocorreu lentamente, sendo o tempo decorrido de 18 h até a eclosão das larvas. Para ao nascimento das larvas e absorção do saco vitelínico, o período total decorrido foi de 72 h. Nas espécies que apresentam algum tipo de cuidado parental, os ovos são maiores, levam mais tempo para eclodir e geram filhotes mais viáveis (BALON, 1975).

Figura: 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 e 20. Desenvolvimento Embrionário de *L. platymetopon*, durante o período de 72 h até a absorção do saco vitelino.



O estudo do desenvolvimento inicial dos peixes pode ter várias perspectivas (KENDALL et al., 1983). Segundo Nakatani et al. (2001), trabalhos sobre a biologia das formas iniciais fornecem dados relevantes à sistemática, monitoramento de estoques e biologia pesqueira. Por sua vez, Reynalte-Tataje et al. (2004) e Ninhaus-Silveira et al. (2006) relatam que a descrição dos estágios embrionários em teleósteos traz informações necessárias para a produção em grande escala de peixes em laboratório, além de contribuir com a sistemática e inventário ambiental. Pode contribuir também para avaliar a qualidade da água de determinado ambiente e efeito de substâncias tóxicas sobre a fauna (FLORES et al., 2002). Neste sentido, o desenvolvimento observado poderá contribuir nos estudos que visam o cultivo desta espécie.



## **4. CONCLUSÕES**

Nas condições em que a pesquisa foi realizada foi possível inferir que a incubadora portátil NUPI 12 V é capaz de manter e até melhorar os padrões de qualidade de água considerados ideais para o cultivo das espécies *L. grossidens* e *L. platymetopon*, bem como proporcionar o pleno desenvolvimento destas espécies. Além disso, a mesma possibilita o uso com recirculação e reutilização da água, mantendo em condições satisfatórias os parâmetros físicos e químicos da água como pH, oxigênio dissolvido, amônia e nitrito. Finalmente, a incubadora por ser um equipamento feito de materiais recicláveis, torna possível que os pequenos produtores possam utilizá-la para o cultivo de espécies pouco exploradas e sensíveis ao manejo.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Atualmente, a expansão da aquicultura demonstra-se cada vez mais acentuada em território brasileiro. Entre os principais fatores que favorecem este fenômeno estão às políticas públicas de incentivo à produção de peixes, bem como a criação de cursos técnicos e superiores na área da aquicultura.

Entre os principais estudos realizados nestes ambientes educacionais especializados, encontram-se as investigações sobre a biologia e ecologias das espécies nativas e sua respectiva avaliação do potencial de criação em ambientes confinados. Embora as pesquisas nessa porção do rio Uruguai ainda são muito insipientes, levando-se em consideração o potencial quantitativo estimado das espécies nativas que existem na bacia. Ao realizar estas atividades, alguns problemas de cunho técnico acabam surgindo, dentre eles, a questão que envolve a biotecnologia da reprodução e a dificuldade de se obter ovócitos maduros e/ou ovos fecundados, especialmente de espécies que são fertilizadas em ambiente natural, onde, frequentemente, não se obtém sucesso na dinâmica que envolve a reprodução, em função da perda da qualidade da água através da diminuição dos níveis de oxigênio, alterações no pH, nitrito e amônia.

Por outro lado, inúmeros fatores interferem na qualidade da água, o que exige a realização de estudos detalhados dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem tanto em sistemas naturais quanto em artificiais. Sugere-se estudos mais aprofundados em relação à incubadora NUPI 12 V, com mais horas de teste, para saber sua real viabilidade nos processos de reprodução em loco.

## **6. REFERÊNCIAS**

ALABASTER, J. S.; LLOYD, R. Water quality for freshwater fish. 2thed. London: **Butterworth Scientific**, 1982.

- ALIM, Nicieza A, Wootton RJ (2003) Compensatory growth in fishes: a response to growth depression. **Fish and Fisheries** 4:147190.
- BALON, E. K. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. **Journal of Fisheries Research Board of Canada** 32(6):821-864.
- BALDISSEROTTO B (2002) **Fisiologia de Peixes Aplicada à Piscicultura**. Ed. UFSM.
- BEMVENUTI, M. A.; MORESCO, A. Peixes-Áreas de banhados e lagoas costeiras do extremo sul do Brasil. ABRH, Porto Alegre, Brasil, p. 63, 2005. BERGOT.
- BEERLI, E. L.; LOGATO, P. V. R.; FREITAS, R. T. F. Alimentação e comportamento de larvas de pacu, *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887). **Ciência e Agrotecnologia**, v. 28, n. 1, p. 149-155, 2004.
- BOYD, C. E. Water quality in ponds for aquaculture. Alabama: Alabama Agricultural Experiment Station, 1990.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo, 1986. 640p.
- BROOKS, S., VIEIRA, V. L. A., JOHNSTON, I. A. AND. MACHERU, P. Muscle development in larval of a fast Growing tropical freshwater fish, the curimat. **J. Fish Biology**. v. 47, p. 1026-1037, 1995.
- CASTAGNOLLI, N. **Criação de peixes de água doce. Jaboticabal**: FUNEP, 1992. 189p.
- CHABALIN, E., SENHORINI, J. A. & FERRAS DE LIMA, J. A. Estimativa do custo de produção de larvas e alevinos. **B. Téc. CEPTA**. Pirassununga, v. 2, p. 61-74, 1989.
- BRANCO, S. M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. São Paulo, 1986. 640 p.
- DEITOS, C.; AGOSTINHO, A. A. & SUZUKI, H. I. 1997. **Population structure and reproductive biology of Loricariichthys platymetopon (Siluriformes, Pisces) in the upper river Paraná**. Brazilian Archives of Biology and Technology 40(4):793-807.
- CECCARELLI, P. S.; SENHORINI, J. A.; VOLPATO, G. **Dicas em piscicultura (Perguntas e Respostas)**. Santana Gráfica Editora, Botucatu, SP, 247 p., 2000.
- FAUSTINO, F., NAKAGHI, L.S.O., MARQUES, C., GANECO, L.N. & MAKINO, L.C. (2010); Structural and ultrastructural characterization of the embryonic development of *Pseudoplatystoma* spp. Hybrids. **Int J Dev Biol** 54: 723-730.
- FLORES, J. C. B; ARAIZA, M. A. F.; VALLE, M. R. G. **Desarrollo embrionario Ctenopharyngodon idellus (Carpa herbívora)**. CIVA, 2002. (<http://www.civa2002.org>), p.792-797.
- GERKING, S. D. Ecology of freshwates fish production. Arizona State University, Tempe. p. 101131. 1978.
- GERKING, S. D. **Ecology of freshwates fish production**. Arizona State University, Tempe. p. 101131. 1978
- GODINHO, H. P. 2007. Estratégias reprodutivas de peixes aplicadas á aqüicultura: bases para o desenvolvimento de tecnologias de produção. **Rev Bras. Reprod. Anim.**, 31:351-360.
- GRAEF, E. W.; RESENDE, E. K.; PETRY, P.; STORI FILHO, A. Policultivo de Matrinhã (*Brycon* sp.) e Jaraqui (*Semaprochilodus* sp.) em pequenas represas. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 16/17, n° único, p. 33-42, 1987;
- HUET, M. **Tratado de piscicultura**. Madrid. 1983. 753 p.

- HUTCHINSON, G.E. A treatise of limnology. **John Wiley & Sons**, New York. 1975.
- HELFMAN, G. S.; COLLETTE, B. B.; FACEY, D. E. The diversity of fishes. Massachusetts: Blackwell Science, USA, p. 117-134, 2000.
- HONCZARYK, A. **A reprodução de peixes em cativeiro**. In: VAL, A. L.; Honczaryk, A. **Criando peixes na Amazônia**. Manaus: INPA, 1995. p. 97-120.
- JIAN CY, Cheng SY, Chen J-C (2003) Temperature and salinity tolerances of yellowfin sea bream, *Acanthopagrus lotus*, at different salinity and temperature levels. *Aquaculture Research*.34:175-185.
- JOHNSTON, I. A. & VIEIRA, V. L. A. **Larval development in the tambaqui (*Colossoma macropomum*) and the curimatã-pacú (*Procchilodus marggravii*)**. University of St. Andrews. p. 43-55. 1996.
- KUBITZA, F. 1999 Qualidade da água na produção de peixes. 3. ed. Jundiaí: **Degaspari**. 97p.
- KUNZ, Y. W. Developmental biology of teleosts fishes. **Dordrecht, Springer**, 2004, 652p.
- KULLANDER, S. O., FERRARIS, C. J. Jr; ENGRAULIDAE in Check list of the freshwater of south central America, Porto Alegre: EDIPUCRS; 2003. 752p.
- LIMA, J. A. F. de., CASTAGNOLLI, N. FIGUEIREDO, G. M. **Cultivo de Colossoma**. Bogotá, 1989. cap. 3. p. 314-355.
- LIMA, F.C.T. (2004). *Brycon gouldingi*, a new species from the rio Tocantins drainage, Brazil (Ostariophysi: Characiformes: Characidae), with a key to the species in the basin. *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 15, 279-287.
- MENEZES, R. S. Alimentação de peixe cachorro, *Lycengraulis barbouri* Hildebrand, 1943, da bacia do rio Parnaíba, Piauí, (Actinopterygii, Engraulidae). *Rev. Bras. Biol.*,10, 1950. 285-293.
- MELO, J. F. B; QUEROL, M. V. M; QUEROL, E. C.; SANTOS, A. B. Dados preliminares sobre biologia e reprodução do cascudo viola *Loricariichthys anus* na região de Uruguaiana, RS, Brasil. In.: **ENCONTRO RIOGRANDENSE DE TÉCNICOS EM AQUACULTURA (6.) ENCONTRO SULBRASILEIRO DE AQUACULTURA (3.)**. Ana Ibirubá, RS. p. 76-80.
- MOODIE, E. E. & POWER, M. 1982. The reproductive biology of an armoured catfish, *Loricaria uracantha*, from Central America. *Environmental Biology of Fishes* 7(2):143-148.
- MPA – **MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA**. Disponível em: <[www.mpa.gov.br/](http://www.mpa.gov.br/)>. Acesso em 18 de Junho de 2014. Santa Maria.
- NAKATANI, K.; AGOSTINHO, A. A.; BAUMGARTNER, G.; BIALETZKI, A.; SANCHES, P. V.; Cavicchioli, M. **Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação**. Maringá: EDUEM/Nupélia, 2001, 359p.
- NEUMANN, E. **Características do desenvolvimento de duas linhagens de tilápia *Oreochromis niloticus* e uma linhagem híbrida de *Oreochromis* sp.** 2004. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura). Centro de Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista – UNESP: Jaboticabal. 2004.

- NINHAUS-SILVEIRA, A.; FORESTI, F.; AZEVEDO, A. Structural and ultrastructural analysis of embryonic development of *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Characiforme; Prochilodontidae). **Zygote**, v. 14, p. 217-229, 2006.
- OLIVEIRA, A. G.; Dinâmica populacional de *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) nas lagoas Itapeva e Quadros, subsistema Norte de lagoas Costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil (Telestei, ENGRAULIDAE): Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, PUCRS, Porto Alegre, 1997. 109p.
- PADUA, H. B. de. Conhecimento e utilização das variáveis físicas, químicas e biológicas na aquicultura dulcícola brasileira. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE CULTIVO DE CAMARÃO, 4., SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 1., FEIRA DE TECNOLOGIA E PRODUTOS PARA AQUICULTURA**, 1993, João Pessoa. Anais... João Pessoa, 1993. p.315-363.
- PEREIRA FILHO, M.; GUIMARÃES, S. F.; STORTI FILHO, A.; GRAEF, E. W. **Piscicultura na Amazônia brasileira: entraves ao seu desenvolvimento**. In: Val, A. L.; Figliuolo, R.; FELDBERG, E. **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia: fatos e perspectivas**. Manaus: INPA. V. 1, p. 373-380. 1991.
- QUEROL, M. V; QUEROL, E. C. Reprodução de traíra *Hoplias malabaricus* na região de Uruguaiana, RS, Brasil. SANTOS, A. B; MELO, J. F. B; LOPES, P. R. S. Estudo da carcaça do cascudo *Hypostomus commersonii* na Região de Uruguaiana, RS, Brasil. In.: **Encontro Sul Brasileiro de Aquicultura (3.). Encontro Riograndense de Técnicos em Aquicultura (6.: 1995)**. Anais ... p.70-74.
- QUEROL, M.V.M. **Biologia e ecologia de *Loricariichthys platymetopon* (ISBRUCKER & NIJSEN, 1979), na Estância Nova Esperança, Bacia do rio Uruguai, Rio Grande do Sul, Brasil.**, Ano de Obtenção: 1998.
- QUEROL, M. V. M.; QUEROL, E. & GOMES, N. N. A. 2002. Fator de condição gonadal, índice hepatossomático e recrutamento como indicadores do período de reprodução de *Loricariichthys platymetopon* (Osteichthyes, Loricariidae), bacia do rio Uruguai médio, sul do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, 92(3):1-112.
- QUEROL, M. V. M.; QUEROL, Enrique; PESSANO; E. F. Influência de fatores abióticos sobre a dinâmica da reprodução do cascudo *viola Loricariichthys platymetopon* (Isbrucker & Nijssen, 1979) (Osteichthyes, Loricariidae), no reservatório da estância Nova Esperança, Uruguaiana, bacia do Rio Uruguai, RS, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, Vol. 2, No 1, 2003;
- QUEROL, M. V. M. ; PESSANO, E. ; QUEROL, E. ; BRASIL, L. G. ; GRALHA, T. . **Tecnologia de Reprodução de Peixes em Sistemas de Cultivo: Indução hormonal através do extrato hipofisário da Palometa**. 1. ed. , 2013.
- OHTA, T., Nashirozawa, C. (1991). Sperm penetration and transformation of sperm entry site in egg of the freshwater teleost *Rhodeus ecclatus*. **Journal of orphology** 229, 191-200.
- REYNALTE-TATAJE, D.; ZANIBONI-FILHO, E.; ESQUIVEL, J. R. Embryonic and larvae development of *piracanjuba*, *Brycon orbignyanus* Valenciennes, 1849 (Pisces, Characidae). **Acta Sci.**, Maringá, v. 26, n. 1, p. 67-71. 2004.

## **RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

RIBEIRO, C. R.; LEME DOS SANTOS, H. S.; BOLSAN, A. A. Estudo comparativo da embriogênese de peixes ósseos (pacu, *Piaractus mesopotamicus*; tambaqui, *Colossoma macropomum* e híbrido tambacu). **Rev. Bras. Biol.**, v. 55, Supl. 1, p. 65-78, 1995.

SANTOS, G. M. DOS; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. **Ecologia de peixes da Amazônia**. In: VAL, A. L.; FIGLIUOLO, R.; FELDBERG, E. **Bases científicas para estratégias de preservação e desenvolvimento da Amazônia: fatos e perspectivas**. Manaus: INPA.v.1, p. 263-280. 1991

SOARES, C.M. et al. Alimentação natural de larvas do cascudo preto *Rhinelepis aspera* Agassiz, 1829 (Osteichtchyes - Loricariidae) em tanques de cultivo.

Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, v.24, n.especial, p.109-117, 1997.

SHARDO, J. D. Comparative embryology of teleostean fishes. I. Development and staging of the American shad, *Alosa sapidissima* (Wilson, 1811). *J. Morphol.*, v. 225, p. 125-167. 1995.

SILVA, J. W. B. Tópicos de piscicultura, UFC. Fortaleza. 33 p. 1996. (Apostila).

TAVARES, L. H. S. Limnologia aplicada à aqüicultura. Jaboticabal: FUNEP, 1994. 72 p.

VAZZOLER, A. E. A. DE M.. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e pratica**. Maringá EDUEM; São Paulo – SBI, 1996. 169p.

VAZZOLER, A. M.; A, M. **Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos**. Maringá, 1997. 460 p

ZANIBONI-FILHO, E. 1997 O desenvolvimento da piscicultura brasileira sem a deterioração da qualidade da água. Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, 57(1): 3-9

VAZZOLER, A. E. A. DE M.. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: Teoria e pratica**. Maringá EDUEM; São Paulo – SBI, 1996. 169p.

VAZZOLER, A. M. A. M. Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos. Maringá, 1997. 460 p.

WOYNAROVICH, E. & HÓRBATH, L. **A propagação artificial de peixes de águas tropicais: manual de extensão**. Brasília. FAO/CODEVASF/CNPq. 1983. 220 p.

## CAPÍTULO 14

# CONTRIBUIÇÕES DO NÚCLEO DE PESQUISAS ICTIOLÓGICAS, LIMNOLÓGICAS E AQUACULTURA DA BACIA DO RIO URUGUAI PARA A ICTIOFAUNA DA FRONTEIRA OESTE DO RIO GRANDE DO SUL.

---

Luís Roberval Bortoluzzi Castro  
Andrielli Vilanova de Carvalho  
Marcus Vinicius Morini Querol  
Edward Frederico Castro Pessano

### 1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Historicamente, a ictiofauna do rio Uruguai não tem recebido atenção proporcional à sua envergadura. Comparando ao nível de conhecimento existente em outras bacias como a do rio Paraná, Bohlke (1978) já assinalava que o rio Uruguai era um dos menos estudados e todo conhecimento existente era praticamente resultado dos trabalhos de Devincenzi (1924) e Devincenzi & Teague (1942). Efetivamente essas obras contribuíram com os estudos realizados na década de 1970 por Ringuet (1975, 1977), Cordini (1977) e Sierra (1977).

O preste levantamento buscou ressaltar a importância da realização de estudos de biologia e ecologia da ictiofauna para fins de conhecimento, investigação e, principalmente, para a tomada de decisões, como o planejamento e manejo dos corpos hídricos.

Para isso, buscou-se resgatar as informações registradas nas últimas três décadas produzidas pelo Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Limnológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai (NUPILABRU), a fim de trazer um olhar atualizado a respeito desses importantes estudos.

### 2. PROCEDIMENTOS

Para a caracterização da ictiofauna, foram utilizados dados secundários, gerando a lista das espécies com possível ocorrência para a Bacia do Rio Uruguai.

Adicionalmente, foram utilizados os dados levantados por Beher (2005) e de consulta junto à Rede speciesLink (2016).

Dados do Processo de Planejamento da Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí (2011). Para o este levantamento bibliográfico foram analisados para a porção do alto Uruguai o catálogo ilustrado de Zaniboni Filho et al. (2004) e, para a porção do baixo Uruguai, o guia ilustrado das principais espécies de Sverlij et al. (2008).

Para a porção do médio Uruguai foram analisados os estudos de Formiga et al. (1991), Bortoluzzi et al. (2006a); que estudaram a fauna íctica do Arroio Salso de Baixo; Saucedo (2001), Martins (2001) e Brandli (2001), estudaram a fauna íctica do arroio Imbaá fazendo levantamento ictiofaunístico; Azevedo et al. (2003), Pessano et al. (2003), que estudaram a dinâmica populacional dos peixes do arroio felizardo; Pessano et al. (2005), que realizaram o levantamento da ictiofauna do arroio Quarai Chico no Parque Estadual do Espinilho; e os estudos de Camponogara et al. (1992), Querol et al. (1997), Bortoluzzi (2006), Bortoluzzi et al. (2006b), Bicca et al. (2006), Soares et al. (2012), que estudaram a biologia de espécies distintas.

O levantamento de dados buscou a construção de um panorama do conhecimento da ictiofauna da região do médio Uruguai com ênfase na região de Uruguaiana.

### **3. RESULTADOS DAS INVESTIGAÇÕES DESENVOLVIDAS PELO NUPILABRU**

Os resultados do presente levantamento estão expressos na tabela 01 e buscam resgatar o aprofundamento de estudos ictiofaunísticos realizados nos últimos 30 anos para a região de Uruguaiana no médio rio Uruguai.

A tabela está constituída por estudos realizados nas porções do alto, médio e baixo Uruguai e, para sua porção média, enfatiza os estudos realizados pelo NUPILABRU, na região de Uruguaiana/RS.

O estudo de Zaniboni Filho et al. (2004) catalogou 79 espécies para o Alto Uruguai, enquanto o estudo de Sverlij et al. (2008) registrou 69 espécies para o baixo Uruguai. Para a região do médio Uruguai foram analisados os estudos de: Pessano et al. (2005), Azevedo et al. (2003), Pessano et al. (2003) Formiga et al. (1991), Bortoluzzi et al. (2006a); Saucedo (2001), Martins (2001), Brandli (2001), Camponogara et al. (1992), Querol et al. (1997), Bortoluzzi (2006a), Bortoluzzi et al. (2006b), Bicca et al. (2006) que, juntos, registram 74 espécies. Esses dados são importantes para a compreensão da bacia hidrográfica como um todo, para uma maior análise foram comparados outros estudos realizados para a bacia do médio Uruguai que juntos registram 77 espécies para essa porção do rio (BERTOLETTI,

1986; BERTOLETTI et al., 1990; ESPINACH ROS & PARODI, 1997; MIQUELARENA & LOPEZ, 1999; LUCENA & SILVA, 1991; LUCENA & KULLANDER, 1992; OLIVEIRA & VASCONCELLOS, 1999; REIS, WEBER, MALABARBA, 1990; REIS, KULLANDER, FERRARIS Jr., 2003).

Contudo, a estimativa apresentada para a bacia no relatório FEPAM/UFRGS (2004) registrou cerca de 192 espécies. Muitos desses dados podem apresentar erros de catalogação e, principalmente, na taxonomia sistemática, uma vez que trabalhos deste porte são cada vez mais raros. Quanto a isso, podemos verificar na tabela vários registros de espécies não descritas por diferentes autores, podendo ser registros de mesmas espécies ou espécies ainda não descritas. Mesmo diante de prováveis erros, devemos ressaltar a importância de estudos ictiofaunísticos. Por outro lado, mesmo apresentando um levantamento com estimativa de aproximadamente 190 espécies, estes dados são corroborados por Malabarda et al. (2009), quando prospectam uma estimativa de 225 espécies para a bacia do rio Uruguai.

A ictiofauna da bacia do médio Uruguai é composta basicamente pelas ordens Characiformes e Siluriformes, sendo as famílias Characidae e Loricaridae as mais representativas, dados estes equivalentes às informações de Behr (2005) para a Bacia do rio Ibicuí. Dados que, segundo Vari & Malabarba (1998) e Lowe-McConnell (1999), a predominância desses grupos taxonômicos são uma tendência das bacias hidrográficas da região Neotropical.

Nessa direção, a tabela de dados reflete a carência de estudos ictiofaunísticos para a bacia do rio Uruguai, principalmente para a região da fronteira oeste do Rio Grande do Sul.

Tabela 1: Levantamento Bibliográfico da Ictiofauna da Bacia do Rio Uruguai, ênfase na porção do médio. (A) Sverlij et al. (2008). (B) Bertoletti (1986); Bertoletti et al.(1990); Espinhach & Parodi (1997); Miquelarena et al. (1991); Lucena & Kullander (1992); Oliveira & Vasconcellos (1999); Reis, Weber, Malabarba (1990); Reis, Kullander, Ferraris Jr. (2003). (C) Zambioni Filho et al. (2004). (D) Pessano et al. (2005). (E) Azevedo et al. (2003); Pessano et al. (2003); (F) Saucedo (2001); Martins (2001); BBrandli (2001). (G) Formiga et al. (1991). (H) Bortoluzzi et al. (2006a). (I) FEPAM/UFRGS (2004). Onde: (I) **RU** = Rio Uruguai, **Q.C** = Arroio Quarai Chico, **FEL** – Arroio Felizardo, **IMB** = Arroio Imbaá, **S.B**= Arroio Salso de Baixo, **NUP** = Núcleo de Pesquisas Ictiológicas, Liminológicas e Aquicultura da Bacia do Rio Uruguai, **FEP**= Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler.

	B	M	A	REGIÃO DE URUGUAIANA						
Pesquisadores =>	A	B	C	D	E	F	G	H	I	
Ano da obra =>	08	(*)	04	05	03	01	91	06	04	
Localidades =>	<b>RU</b>	<b>RU</b>	<b>RU</b>	<b>Q.C</b>	<b>FEL.</b>	<b>IMB.</b>	<b>S.B</b>	<b>S.B</b>	<b>FEP</b>	
DASYATIDAE										
<i>Potamotrygon brachyura</i>	X									



**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

<i>Potamotrygon motoro</i>	X							X	
<i>Potamotrygon sp.</i>								X	
<b>PRISTIGASTERIDAE</b>									
<i>Pellona flavipinnis</i>	X								
<b>ANOSTOMIDAE</b>									
<i>Abramites sp.</i>								X	
<i>Schizodon borelli</i>	X							X	
<i>Schizodon nasutus</i>	X	X	X					X	X
<i>S. australis</i>		X						X	X
<i>S. plantae</i>		X							X
<i>Schizodon sp.</i>		X						X	X
<i>Leporinus obtusidens</i>	X							X	
<i>Leporinus struatus</i>	X	X						X	X
<i>Leporinus faciatus</i>		X	X	X					X
<i>Leporinus amae</i>		X	X					X	X
<i>Leporellus vittatus</i>			X						
<i>Leoporinus lacustris</i>								X	
<i>Leoporinus sp.</i>								X	
<b>ASPREDINIDAE</b>									
<i>Bunocephalus sp</i>							X		X
<i>Bunocephalus doriae</i>			X		X	X		X	X
<b>AUCHENIPTERIDAE</b>									
<i>Auchenipterus sp.</i>			X					X	
<i>Parauchenipterus galeatus</i>			X						
<i>Parauchenipterus teaguei</i>			X						
<i>Tatia boemia</i>			X						
<i>Tatia nevai</i>									
<i>Trachelyopterus lucenae</i>						X			X
<i>Trachelyopterus galleatus</i>	X					X			X
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	X							X	
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>								X	
<i>Trachelyopterus sp</i>									X
<b>CALLICHTHYDAE</b>									
<i>Corydoras aeneus</i>				X	X	X			X
<i>Corydoras hastatus</i>								X	
<i>Corydoras paleatus</i>	X		X	X	X	X		X	X
<i>Corydoras multimaculatus</i>				X				X	X
<i>Corydoras undulatus</i>								X	
<i>Corydoras sp.</i>								X	

<i>Hoplosternum littorale</i>	X				X				X	X
<i>Callichthys callichthys</i>			X				X			X
<b>CLARIIDAE</b>										
<i>Clarias gariepinus</i>			X							
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>										
<i>Cetopsorhamdia sp.</i>									X	
<i>Heptapterus mustelinus</i>	X		X			X				X
<i>Imparfinis sp.</i>			X						X	
<b>CICHLIDAE</b>										
<i>Apistogramma commbrae</i>						X				X
<i>Apistogramma sp.</i>									X	
<i>Cichlasoma facetum</i>			X			X			X	X
<i>Cichlasoma portoalegrensis</i>					X	X				X
<i>Cichlasoma dimerus</i>									X	
<i>Cichlasoma pussilum</i>									X	
<i>Cichlasoma sp.</i>								X	X	X
<i>Cichlaurus facetus</i>							X			X
<i>Crenicichla celidochilus</i>			X						X	
<i>Crenicichla igara</i>			X							
<i>Crenicichla jurubi</i>			X						X	
<i>Crenicichla lepidota</i>				X	X	X	X		X	X
<i>Crenicichla minuano</i>			X						X	
<i>Crenicichla missioneira</i>			X						X	
<i>Crenicichla scottii</i>				X		X			X	X
<i>Crenicichla tendybaguassu</i>			X							
<i>Crenicichla vittata</i>			X						X	
<i>Crenicichla gaucha</i>									X	
<i>Crenicichla prenda</i>									X	
<i>Crenicichla tendybaguassu</i>									X	
<i>Crenicichla sp.</i>									X	
<i>Geophagus brasiliensis</i>			X	X	X				X	X
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>				X	X	X		X	X	X
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>			X							
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>				X	X	X		X	X	X
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>				X					X	X
<i>Gymnogeophagus sp.</i>									X	
<i>Oreochromis niloticus</i>			X							
<b>CHARACIDAE</b>										
<i>Acestrorhynchus altus</i>				X	X	X		X		X

**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	X	X						X	X
<i>Aphyocharax anisüsi</i>		X		X	X			X	X
<i>Astyanax abramis</i>	X	X							X
<i>Astyanax b. paraguayensis</i>							X		X
<i>Astyanax bimaculatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>		X					X		X
<i>Astyanax fasciatus</i>	X	X	X	X	X	X		X	X
<i>Astyanax gr. scabripinnis</i>		X	X						X
<i>Astyanax jacuhiensis</i>		X							X
<i>Astyanax sp</i>		X				X		X	X
<i>Astyanax alburnus</i>								X	
<i>Astyanax ojiara</i>		X							X
<i>Astyanax brachypterygium</i>								X	
<i>Brycon orbignyanus</i>	X							X	
<i>Bryconamericus iheringii</i>		X	X	X		X		X	X
<i>Bryconamericus sp</i>						X		X	X
<i>Bryconamericus stramineus</i>		X	X			X		X	X
<i>B.uporas</i>		X						X	X
<i>Charax leticiae</i>			X						
<i>Charax stenopterus</i>		X		X	X	X		X	X
<i>Cheirodon interruptus</i>		X		X	X			X	X
<i>C. ibicuihensis</i>		X						X	X
<i>Cheirodon sp.</i>								X	
<i>Cynopotamus argenteus</i>	X	X						X	X
<i>Cynopotamus kincaidi</i>			X						
<i>Diapoma terofali</i>		X							X
<i>Galeocharax humeralis</i>	X	X	X					X	X
<i>Heterocheirodon yatai</i>								X	
<i>Holoshesthes pequirá</i>						X			X
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>		X		X	X			X	X
<i>Hyphessobrycon eques</i>								X	
<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>		X						X	X
<i>Hyphessobrycon uruguayensis</i>								X	
<i>Hyphessobrycon sp.</i>		X	X						X
<i>Hypobrycon poi</i>		X							X
<i>Hypobrycon maromba</i>								X	
<i>Macropsobrycon uruguayanae</i>		X		X	X			X	X
<i>Moenkhausea sancta</i>						X			X
<i>Moenkhausia dichrourea</i>		X						X	X

<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>								X	
<i>Mylossoma paraguayensis</i>									
<i>Odontostibe pequirá</i>	X	X						X	X
<i>Oligosarcus brevioris</i>			X					X	
<i>Oligosarcus hepsetus</i>		X					X	X	X
<i>Oligosarcus jenynsii</i>		X		X				X	X
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	X	X		X				X	X
<i>Oligosarcus sp.</i>								X	
<i>Pseudocorynopoma doriae</i>		X		X	X			X	X
<i>Pseudocorynopoma sp</i>						X			X
<i>Pygocentrus nattereri</i>	X		X					X	
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	X		X					X	
<i>Roeboides prognathus</i>		X							X
<i>Salminus maxillosus</i>	X							X	
<i>Salminus sp.</i>								X	
<i>Serrapinus calliurus</i>						X		X	X
<i>Serrapinus piaba</i>		X							X
<b>LEBIASINIDAE</b>									
<i>Pyrrhulina australis</i>								X	
<b>SERRASALMIDAE</b>									
<i>Serrasalmus spinopleura</i>	X							X	X
<i>Serrasalmus marginatus</i>	X								
<i>Serrasalmus maculatus</i>			X						
<i>Serrasalmus nattereri</i>	X						X		X
<b>CURIMATIDAE</b>									
<i>Cyphorax sp</i>								X	X
<i>Cyphocharax spilota</i>		X		X	X	X		X	X
<i>Cyphocharax platanus</i>	X	X						X	X
<i>Cyphocharax voga</i>	X	X		X	X	X		X	X
<i>Cyphocharax saladensis</i>								X	
<i>Cyphocharax voga</i>								X	
<i>Pseudocurimata gilberti</i>							X		X
<i>Curimata sp</i>							X		X
<i>Steindachnerina sp</i>								X	X
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	X	X	X					X	X
<i>Steindachnerina biornata</i>		X	X	X	X			X	X
<i>S. stigmosa</i>		X							X
<b>CRENUCHIDAE</b>									
<i>Characidium pterostictum</i>		X		X	X	X		X	X

**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

<i>Characidium orientalli</i>		X			X	X				X
<i>Characidium occidentale</i>									X	
<i>Characidium serrano</i>			X						X	
<i>Characidium zebra</i>			X							
<i>Characidium fasciatum</i>	X			X						X
<i>C. vestigipinne</i>		X							X	X
<i>C. rachovi</i>		X							X	X
<i>C. tenue</i>		X							X	X
<i>Characidium sp.</i>									X	
<b>ERYTHRINIDAE</b>										
<i>Hoplias lacerdae</i>				X		X			X	X
<i>Hoplias malabaricus</i>	X			X	X	X	X	X	X	X
<i>Hoplias sp.</i>									X	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>									X	X
<b>GYMNOTIDAE</b>										
<i>Gymnotus carapo</i>	X		X	X					X	X
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>									X	
<b>HEPTAPTERIDAE</b>										
<i>Heptapterus mustelinus</i>				X						X
<b>LORICARIIDAE</b>										
<i>Eurycheilichthys pantherinus</i>									X	
<i>Hypostomus sp</i>								X		X
<i>Hypostomus commersoni</i>	X		X	X	X	X			X	X
<i>Hypostomus luteomaculatus</i>	X									
<i>Hypostomus isbrueckeri</i>			X						X	
<i>Hypostomus regani</i>			X						X	
<i>Hypostomus roseopunctatus</i>			X						X	
<i>Hypostomus ternetzi</i>			X						X	
<i>Hypostomus uruguayensis</i>			X						X	
<i>Hypostomus luteus</i>			X						X	
<i>Hisonotus nigricauda</i>									X	
<i>Hisonotus sp.</i>			X						X	
<i>Brochiloricaria chauliodon</i>									X	
<i>Rineloricaria sp</i>			X			X			X	X
<i>Hemiancistrus fuliginosus</i>									X	
<i>Hemiancistrus sp</i>			X						X	
<i>Hemipsilichtys hystrix</i>									X	
<i>Hemipsilichtys eurycephalus</i>									X	
<i>Hemipsilichtys vestigipinnis</i>									X	

<i>Hemipisilicithys sp.</i>			X						
<i>Loricaria apeltogaster</i>								X	
<i>Loricaria sp.</i>								X	
<i>Loricariichthys anus</i>	X		X		X		X	X	X
<i>Loricariichthys melanocheillus</i>								X	
<i>Loricariichthys platymetopon</i>					X		X	X	X
<i>Loricariichthys sp.</i>									
<i>Paraloricaria vetula</i>	X		X					X	
<i>Pogonopoma obscurum</i>								X	
<i>Rhinelepis aspera</i>	X								
<i>Rhinelepis</i>								X	
<i>Megalancistrus parananus</i>	X								
<i>Plecostomus commersonii</i>									X
<i>Ancistrus taunayi</i>			X			X		X	X
<i>Ancistrus sp.</i>			X					X	
<b>PSEUDOPIMELODIDAE</b>									
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>		X						X	X
<b>MULILIDAE</b>									
<i>Mugil sp.</i>	X								
<b>ATHERINIDAE</b>									
<i>Odontesthes perugiae</i>	X		X						
<i>Odontesthes bonariensis</i>	X								
<i>Odontesthes</i>								X	
<i>O. humensis</i>		X							X
<b>HYPOPOMIDAE</b>									
<i>Otocinclus flexilis</i>				X	X	X			X
<b>PARADONTIDAE</b>									
<i>Apareiodon affinis</i>	X	X	X		X	X		X	X
<i>A. sp.</i>		X							X
<b>PIMELODIDAE</b>									
<i>Heptapterus mustelinus</i>		X						X	X
<i>Heptapterus sp.</i>								X	
<i>Imparfinis sp</i>		X							X
<i>Itheringichthys labrosus</i>	X	X	X					X	X
<i>Luciopimelodus pati</i>	X								
<i>Megalonema platanus</i>			X					X	
<i>Microglanis cottoides</i>		X				X		X	X
<i>Microglanis eurystoma</i>			X					X	
<i>Microglanis sp.</i>								X	

**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

<i>Parapimelodus valenciennis</i>		X	X					X	X
<i>Pimelodella gracillis</i>	X	X				X		X	X
<i>Pimelodella laticeps</i>		X			X				X
<i>Pimelodella australis</i>		X						X	X
<i>Pimelodella garbei</i>								X	
<i>Pimelodella sp.</i>								X	
<i>Pimelodella sp.</i>			X						
<i>Pimelodus absconditus</i>			X					X	
<i>Pimelodus albicans</i>	X								
<i>Pimelodus atrobrunneus</i>			X					X	
<i>Pimelodus maculatus</i>	X					X		X	X
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	X								
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	X							X	
<i>Rhandaella longiuscula</i>		X	X					X	X
<i>R. eriarcha</i>		X							X
<i>Rhandia quelen</i>	X			X	X	X		X	X
<i>Rhandia sp</i>						X		X	X
<i>Sorubim lima</i>	X		X					X	
<i>Steindachneridion scripta</i>	X							X	
<i>Zungaro zungaro</i>	X								
<b>TRICHOMYCTERIDAE</b>									
<i>Branchioica teaguei</i>								X	
<i>Branchioica sp.</i>		X							X
<i>Homodiaetus anistsi</i>		X							X
<i>Parastegophils maculatus</i>		X							X
<i>Paravandellia bertonii</i>			X						
<i>Paravandellia oxyptera</i>		X							X
<i>Scleronema operculatum</i>		X						X	X
<i>Scleronema angustirostris</i>								X	
<i>Scleronema sp.</i>								X	
<i>Tricomycerus sp.</i>		X	X						X
<b>POECILIIDAE</b>									
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>				X	X	X		X	X
<i>Cnesterodon brevirostratus</i>								X	
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>								X	
<b>SYNBRANCHIDAE</b>									
<i>Synbranchus marmoratus</i>	X		X	X	X	X		X	X
<b>CETOPSIDAE</b>									
<i>Pseudocetopsis gobioides</i>								X	

<b>ENGRAULIDAE</b>									
<i>Lycengraulis sp.</i>						X			X
<i>Lycengraulis grossidens</i>	X	X						X	X
<b>CLUPEIDAE</b>									
<i>Ramnogaster melanostoma</i>	X								
<b>STERNOPYGIDAE</b>									
<i>Eigenmania virescens</i>	X	X	X	X				X	X
<i>Eigenmania sp.</i>								X	
<b>RHAMPHICHTHYDAE</b>									
<i>Rhamphichthys rostratus</i>	X								
<i>Rhamphichthys brevirostris</i>								X	
<b>APTERONOTIDAE</b>									
<i>Apteronotus sp.</i>									
<i>Porotergus ellisi</i>				X					
<i>Sternacorhamphus hahni</i>				X					
<b>PROCHILODONTIDAE</b>									
<i>Prochilodus lineatus</i>	X							X	
<i>Prochilodus scrofa</i>	X								
<b>ARIIDAE</b>									
<i>Netuma barba</i>	X								
<b>CIPRINIDAE</b>									
<i>Cyprinus carpio</i>	X	X	X					X	X
<i>Ctenopharingodon idellus</i>				X				X	
<i>Aristichthys nobilis</i>				X					
<b>ANABLEPIDAE</b>									
<i>Jenynsia eirmostigma</i>								X	
<i>Jenynsia unitaenia</i>								X	
<b>AGENEIOSIDAE</b>									
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	X								
<i>Ageneiosus valenciennesi</i>	X							X	
<i>Ageneiosus uruguayensis</i>								X	
<i>Ageneiosus sp.</i>								X	
<b>DORADIDAE</b>									
<i>Pterodoras granulosus</i>	X							X	
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	X							X	
<i>Oxydoras kneri</i>	X								
<b>SCIAENIDAE</b>									
<i>Pachyurus bonariensis</i>	X	X	X					X	X
<b>PARALINCHTHYIDAE</b>									



## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

<i>Paralichthys isosceles</i>										X
<b>ACHIRIDAE</b>										
<i>Catathyridium jenynsii</i>		X							X	X
<i>Catathyridium lorentzii</i>		X							X	X
<i>Catathyridium sp.</i>									X	
TOTAL DE ESPÉCIES PORÇÃO ALTO	69	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL DE ESPÉCIES PORÇÃO MÉDIO	-	77	-	-	-	-	-	-	-	
TOTAL DE ESPÉCIES PORÇÃO BAIXO	-	-	79							
TOTAL DE ESPÉCIES REGIÃO URUGUAIANA				74						
TOTAL GERAL MÉDIO									192	133

## 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente levantamento de dados buscou mostrar o panorama da situação ictiofaunística da bacia do rio Uruguai com ênfase na fronteira oeste do estado do Rio Grande do Sul.

Sendo possível verificar a carência de estudos taxonômicos, assim como a ausência de um catálogo para as espécies da porção do médio Uruguai. Provavelmente a tabela construída apresenta alguns erros quanto à classificação das espécies devido ser a representação de vários estudos. O dado mais preocupante é que estamos longe do conhecimento real das espécies que povoam a bacia do Rio Uruguai, mesmo diante de estimativas aproximadas a 190 espécies muito próximas as estimativas de Malabarba et al. (2009) de 225 espécies. Ainda é possível dizer que há o risco de estarmos perdendo a oportunidade de conhecer espécies.

Nas últimas décadas tornou-se perceptível o aumento da população urbana, bem como dos processos industriais a ela atrelados. A preocupação decorre do fato de tais acontecimentos gerarem aumento da poluição no meio ambiente, especialmente em ambientes aquáticos. Segundo Copatti et al. (2009), fatores como ausência de mata ripária, despejos de efluentes domésticos e agrotóxicos lixiviados de lavouras próximas tendem a acelerar o estresse do ambiente. Além disso, alterações dos habitats, tais como, canalização das margens, barragens, além de introduções de espécies não-nativas e a deterioração da qualidade da água, exercem uma profunda e negativa influência no ecossistema, podendo causar variações na distribuição espaço-temporal na comunidade de peixes (WAITE & CARPENTER, 2000). Trechos de rios cujo conteúdo longitudinal é artificialmente fragmentado, mas

que são ricos em estruturas físicas, podem suportar populações viáveis por fornecerem suficiente alimento e áreas de reprodução (JUNGWIRTH et al., 2000).

Mesmo diante de dados significativos, verifica-se a ausência de estudos com objetivo de caracterização e conhecimento da fauna íctica, pois estes dados deveriam ser a base para os estudos de dinâmica populacional e, mesmo sem o real conhecimento das populações ícticas da bacia, acabam existindo estudos com comunidades distintas, onde, neste sentido, os fatores ecológicos são sobrepostos. Esses fatores, aliados à pressão antrópica sobre os ecossistemas, assim como a pressão pela pesca, se tornam fundamentais nas decisões e controles ecológicos.

Esses dados são subsidiados com a realidade local do médio Uruguai onde existem espécies *Salminus brasiliensis* (Dourado) e *Pseudoplatystoma corruscans* (Surubim) que estão ameaçadas de extinção (categoria Vulnerável) no Estado do Rio Grande do Sul devido, principalmente, à alteração de habitat imposta pelos barramentos hidrelétricos (REIS et al., 2003), que geram graves problemas socioambientais quando relacionados às famílias de pescadores profissionais, principalmente pela ausência de estudos que possam assegurar a viabilidade do pescado, estudos estes de responsabilidade do Estado do Rio Grande do Sul há quase duas décadas.

Neste sentido, é notório que estudos são necessários e devem ter continuidade, pois ao determinar a proibição de uma espécie é necessário o conhecimento do nicho ecológico e sua teia alimentar, pois tais decisões podem ser danosas para outras comunidades ícticas e, mesmo quando decisões deste porte são tomadas, devem ser analisados fatores externos para o andamento positivo da decisão. Nesse caso, a proibição de apetrechos e/ou a liberação de apetrechos adequados com a finalidade de não interferir nas populações.

Estudos de dinâmica das populações e, principalmente, o monitoramento da fauna são tão importantes que têm por objetivo contribuir para o manejo a fim de evitar a vulnerabilidade das espécies e detectar impactos sobre elas. A falta desses estudos já pode ser evidenciada, onde que já se encontram relatos de espécies raramente capturadas para a região, como a Piracanjuba, onde pescadores e pesquisadores apontam a captura da espécie (na forma jovem) para a foz do arroio Imbaá.

Desta forma, pode-se ressaltar a importância dos pequenos cursos d'água, os quais apresentam representatividade significativa de espécies ícticas para a região do médio rio Uruguai na fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, e assim se enfatiza e justifica os estudos realizados pelo NUPILABRU nestes últimos 30 anos.

## 5. REFERÊNCIAS

- ANA. Agência Nacional De Águas. Conjuntura Dos Recursos Hídricos No Brasil: Agência Nacional De Águas. BRASÍLIA: ANA, 2013. ANA. Agência Nacional De Águas. Série Histórica Dos Dados Pluviométricos E Fluviométricos Da Estação Telemétrica De Uruguaiana. Disponível Em: [Http://Mapas-Hidro.Ana.Gov.Br/Usuario/Dadopesquisar.Asp?Bac=7](http://Mapas-Hidro.Ana.Gov.Br/Usuario/Dadopesquisar.Asp?Bac=7). Acesso Em: 2 Jan 2014.
- AZEVEDO, C., PESSANO, E., TOMASSINI, D., QUEROL, M.V.M., QUEROL, E. 2003. Diversidade Específica, Densidade E Biomassa Da Ictiofauna Da Nascente Do Arroio Felizardo, Bacia Do Rio Uruguai Médio, Uruguaiana, Rs, Brasil. REV. BIODIVERSIDADE PAMPEANA PUCRS, URUGUAIANA/RS.
- BEHEREGARAY, R.. Aspectos da biologia da piranha *Serrasalmus spilopleura* (Characidae) no município de Uruguaiana, oeste do estado do rio grande do sul, Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, PUCRS, xiii + 111 p. 2001.
- BEHR, E.R. Estrutura da comunidade e alimentação da ictiofauna dominante do rio Ibicuí, RS. Tese de Doutorado (não publicada), Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, PUCRS, Porto Alegre. 2005.
- BERVIAN, P. V., BORTOLUZZI, L., LIMA, F., GOULART, A., QUEROL, E., & QUEROL, M. Estrutura populacional, idade e crescimento de *Steindachnerina brevipinna* (EIGEMANN & EIGEMANN, 1889), (Pisces, Curimatidae), através da leitura de escamas, Rio Uruguai Médio, Pampa. Edipucrs. Revista da Graduação, 1(1), 1-24. 2008.
- BICCA, D.F., QUEROL, E., BRACCINI, M.D. Aspectos Morfológicos E Histológicos Do Estômago De *Acestrorhynchus Pantaneiro* (Menezes, 1992) (Teleostei, Acestrorhynchidae) Na Bacia Do Rio Uruguai Médio Rev. Biodiversidade Pampeana Pucrs, Uruguaiana/Rs. 2006.
- BÖHLKE, J. E.; S. H. WEITZMAN Y W. A. MENEZES. Estado Atual Da Sistemática Dos Peixes De Água Doce Da América Do Sul. Acta Amazônica 8(4):657-677. 1978.
- BORTOLUZZI, L.R.C (2006). Biologia Alimentar Do Biru *Steindachnerina Brevipinna* (Eigenmann & Eigenmann, 1889), (Pisces, Curimatidae), Na Bacia Hidrográfica Do Rio Uruguai Médio, Região Sudoeste Do Rio Grande Do Sul, Brasil. Monografia. Curso De Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica Do Rio Grande Do Sul - Campus Uruguaiana.
- BORTOLUZZI, L.R. C., FINGER, D.C., CARVALHO, A. V., QUEROL, M.V.M., QUEROL, E. (A) Comunidade De Peixes Do Arroio Salso, Bacia Do Médio Rio Uruguai, Município De Uruguaiana, Rio Grande Do Sul, Como Bioindicadores De

Qualidade Ambiental. In: Anais Vi Salão De Iniciação Científica E Vi Mostra Científica Da Pucrs Campus Uruguaiana.

BORTOLUZZI, T.P, ASCHENBRENNER, A. DA C., SILVEIRA, C. DA R., ROOS, D. C., LEPKOSKI E. D., MARTINS, J. A., GOULART, M. G., QUEROL, E., QUEROL, M.V.M. 2006 (B). Hábito Alimentar Da Sardinha Prata, *Lycengraulis Grossidens* (Spix & Agassiz, 1829), (Pisces, Engraulidae), Rio Uruguai Médio, Sudoeste Do Rio Grande Do Sul, Brasil. Rev. Biodiversidade Pampeana Pucrs, Uruguaiana/Rs.

BRANDLI, D. 2001. Dinâmica Das Populações Ícticas Do Arroio Imbaá (Foz), Bacia Do Rio Uruguai Médio, Uruguaiana, Rs, Brasil. Monografia De Conclusão Do Curso De Ciências Biológicas Da Pucrs, Uruguaiana, Brasil.

CAMPONOGARA, E. M. Descrição do ciclo reprodutivo do dourado *Salminus brasiliensis*, (Pisces, Characidae). Monografia de graduação em Ciências Biológicas. Pucrs. Campus Uruguaiana, 80 p. 1989.

CAMPONOGARA, E.M., SANTOS, A.B., QUEROL, E. Descrição Do Ciclo Reprodutivo Do Dourado, *Salminus Maxilosus*, Na Região Do Rio Uruguai Médio. Hífem Uruguaiana. V. 17, Nº 32/33 – Pg. 81-98. 1992.

CLEUZA, D.. Biologia reprodutiva do *Cyphocharax voga* (HENSEL, 1989), na brragem da estância Nova Esperança, no pampa brasileiro, Uruguaiana, RS. Monografia de graduação em Ciências Biológicas. Pucrs. Campus Uruguaiana, 25 p. 1999.

COPATTI, C.E., ZANINI, L.G., VALENTE, A. 2009. Ictiofauna Da Microbacia Do Rio Jaguari - Jaguari/Rs. Biota Neotrop. 9(2).

COPATTI, C. E. E COPATTI, B. R. Variação Sazonal E Diversidade De Peixes Do Rio Cambará, Bacia Do Rio Uruguai. Biota Neotrop. Out/Dez 2011 Vol. 11, No. 4 Ttp://Www.Biotaneotropica.Org.Br/V11n4/Pt/Abstract?Inventory+Bn02611042011 Issn 1676-0603.

CORDINI, J. M. 1977. Temas Relativos A La Ictiofauna. Sem. Medio Amb. Y Represas, Univ. República, Fac. Hum. Cienc., Montevideo 1:264-280.

DEVINCENZI, G. J. 1924. Peces Del Uruguay. Ii. Nuestra Fauna Ictiológica Según Nuestras Colecciones (Continuación). An. Mus. Nac. Montevideo (Ser. 2)(Entr. 5): 139-290.

DEVINCENZI, G. J. Y G. W. TEAGUE. 1942. Ictiofauna Del Río Uruguay Medio. An. Mus. Hist. Nat., Montevideo, (2 Ser.), 5(4): 1-104.

ELTZ, F.L.F; CRUZ, J.C; NUMMER, A, CRUZ, R.C; SILVEIRAS, G.L; PASCOTINI, P.B. 2011. Análise De Risco De Erosão Como Indicador De Fragilidade Ambiental Na Bacia Hidrográfica Do Rio Uruguai. Xix Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos. Maceió-Al, 10p.

## RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.

EMATER . Empresa Assistência Técnica E Extensão Rural Do Rs. Série Histórica De Dados Da Safra De Grão Do Rs. Disponível Em: <Http://Www.Emater.Tche.Br/Site/Servicos/Informativos.Php#Acompanhamento>.

Acesso Em: 6 Jan 2014.

FEPAM. Fundação Estadual De Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler E Ufsm. Universidade Federal De Santa Maria. 2005. Análise De Fragilidades Ambientais Da Bacia Hidrográfica Dos Rios Apuaê-Inhandava, Situada Na Região Hidrográfica Do Rio Uruguai. Relatório Técnico Final. Fepam/Ufsm. Santa Maria-Rs, 86p.

FORMIGA, L.S; SANTOS, A.B; QUEROL, E. Dados Sobre A Fauna Ictiológica Do Arroio Salso, Município De Uruguaiana, Rs. Hifén, Uruguaiana, V.16, N.30/31, 1991.

GIASSOM, E.; INDA JR, A.V.; NASCIMENTO, P.C. Relatório Final De Consultoria Para Classificação Taxonômica Dos Solos Do Estado Do Rio Grande Do Sul Segundo O Sistema Brasileiro De Classificação De Solos E Avaliação Da Classe De Resistência À Impactos Ambientais. Fepam, Porto Alegre- Rs, 11p. 2005.

GINAR, R. M. B. Estudo da carcaça e composição bromatológica do filé da, palometa *Serrasalmus spilopleura* (KNER, 1860), na região de Uruguaiana, RS, Brasil. Monografia de graduação em Ciências Biológicas. Pucrs. Campus Uruguaiana, 30 p. 2003.

GALARÇA, R.; MULLER, I. ; SPENCER, H. ; SOARES, R. E. ; CUNHA, P. R. ; GRALHA, THIAGO SIGNORI ; PESSANO, E. ; QUEROL, M. V. M. Período reprodutivo de fêmeas de *Hypostomus commersoni*, VALENCIENNES, 1836, em uma barragem na bacia do rio Uruguai. Biotemas, v. 27, p. 87, 2014.

GOULART, M. G. ; ASHENBRENNER, A. ; BORTOLUZI, T. ; SILVEIRA, C. ; MARTINS, J. ; ROOS, DEISE ; QUEROL, E. ; QUEROL, M. V. M. . Análise do crescimento de escamas de *Lycengraulis grossidens*, (AGASSIZ, 1829), em populações da bacia rio Uruguai médio, Rio Grande Do Sul. Biodiversidade Pampeana (Online), v. 5, p. 3-8, 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. Disponível Em: <Http://Www.Cidades.Ibge.Gov.Br/Xtras/Perfil.Php?Lang=&Codmun=432240&Search=Rio-Grande-Do-Sul|Uruguaiana>. Acesso Em: 5 Jan 2014.

IRGA. Instituto Riograndense Do Arroz. Revista Lavoura Arrozeira. Disponível Em: <Http://Www.Irga.Rs.Gov.Br/Upload/20131204132543rla460.Pdf>. Acesso Em 05 Jan 2014.

JUNGWIRTH, M.; MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept. *Hydrobiologia* 422/423:85-97. 2000.

- LOWE-MCCONNELL, R.H. Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP. 534 p. 1999.
- MALABARBA, L.R., C.B. FIALHO, J.A. ANZA, J.F. SANTOS & G.N. MENDES. Peixes; p. 131-156 In I.I. Boldrini (org.). Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.2009.
- MARGALEF, R. Limnología. Ediciones Omega, S.A, Barcelona. 951p. 1983.
- MARTINS, S. S. 2001. Dinâmica Das Populações Ícticas Do Arroio Imbaá (Curso Médio), Bacia Do Rio Uruguai Médio, Uruguaiana, Rs, Brasil. Monografia De Conclusão Do Curso De Ciências Biológicas Da Pucrs, Uruguaiana, Brasil.
- MMA. Ministério Do Meio Ambiente. Caderno Da Região Hidrográfica Do Uruguai. Secretaria De Recursos Hídricos. Brasília: Mma, 128 P. 2006.
- MATTES, A. B. Biologia do crescimento e idade mediante a leitura de anéis de ossos operculares de *Cyphocharax vogani* (HENSEL, 1869), na barragem da estância Nova Esperança, município de Uruguaiana, bacia do rio Uruguai, RS, Brasil. Monografia de graduação em Ciências Biológicas. Pucrs. Campus Uruguaiana, 35 p. 1999.
- MOTT, G. G. Análise diária e estacional das relações tróficas da joaninha *Chrenicichla lepidota* (HECKEL, 1840) no arroio Felizardo, Bacia do rio Uruguai, Pampa Brasileiro. Monografia de graduação em Ciências Biológicas. Pucrs. Campus Uruguaiana, 51p. 2001.
- MUÑOZ, A. A. & OJEDA, F. P. Feeding Guild Structure Of A Rock Intertidal Fish Assemblage In Central Chile. Environmental Biology Of Fishes, 49: 471-479. 1997.
- NILSSON, L. LOCAL Distribution, Food Choice And Food Consumption Of Diving Ducks On A South Swedish Lake. Oikos, 23: 82-91. 1972.
- PASTORE, ET AL. Vegetação. In: Levantamento De Recursos Naturais. Folha Uruguaiana Sh. 21. Rio De Janeiro: Ibge, V. 33. P. 541-619. 1986.
- PESSANO, E. AZEVEDO, C., TOMASSINI. D., QUEROL. M.V.M., QUEROL. E. Diversidade Específica, Densidade E Biomassa Da Ictiofauna Da Foz Do Arroio Felizardo, Bacia Do Rio Uruguai Médio, Uruguaiana, Rs, Brasil. Rev. Biodiversidade Pampeana Pucrs, Uruguaiana/Rs. 2003.
- PESSANO,E.F .C; AZEVEDO,C. L.O; QUEROL, M.V .M. QUEROL,E; BRASIL,L.G; BORTOLUZZI, L.R; BORTOLUZZI, T .P; CORRÊA,F .V . Ictiofauna Do Arroio Quarai-Chico, Bacia Do Médio Rio Uruguai, No Interior Do Parque Estadual Do Espinilho, Rio Grande Do Sul, Brasil. Biotemas, 18 (2): 143 - 153, 2005.
- QUEROL, E. Biologia y ecología de *Hoplias malabaricus* (BLOCH, 1794), (Pisces, Erythrinidae), en la cuenca del rio Uruguai, Brasil. Universitat de Barcelona. Tese de Doutorado, Barcelona, 209p. 1993.

- QUEROL, M. V. M & QUEROL, E. Reprodução de Traíra (*Hoplias malabaricus*), (Pisces, Erythrinidae) na região de Uruguaiana, Rio Grande do Sul, Brasil. Hífen, Uruguaiana, v.18, n.34, p.31-45. 1993.
- QUEROL, E.; CERVIÁ, J. L.; SOSTOA, A. e QUEROL, M. V. M. Biologia reprodutiva da traíra *Hoplias malabaricus* (BLOCH, 1794), (Pisces, Erythrinidae), na bacia do rio Uruguai, RS, Brasil. In: XII Encontro Brasileiro de Ictiologia. São Paulo. Resumo do XII EBI. IOUSP. p.391. 1997.
- QUEROL, J. Variação ontogenética da alimentação de *Hoplias malabaricus* (Pisces, Erythrinidae), no arroio Felizardo, Bacia do rio Uruguai, Pampa Brasileiro. Monografia de graduação em Ciências Biológicas. Pucrs. Campus Uruguaiana, 44 p. 1999.
- QUEROL, M. V. M. Biologia e ecologia de *Loricariichthys platymetopon* (Osteichthyes, Loricariidae) na barragem da Estância Nova Esperança, Município de Uruguaiana, bacia do rio Uruguai, RS, Brasil. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências, PUCRS, xii + 67 p. 1998.
- QUEROL, M. V. M.; QUEROL, E. & GOMES, N. A. Fator de condição gonadal, índice hepatossomático e recrutamento como indicadores do período de reprodução de *Loricariichthys platymetopon*, (Osteichthyes, Loricariidae), bacia do rio Uruguai médio, sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* [online], vol.92, n.3, pp. 79-84. ISSN 0073-4721. 2002.
- ROSA, D. P. ; AYALA, A. ; PESSANO, E. ; GRALHA, T. ; QUEROL, M. V. M. . Monitoramento dos estádios de maturação gonadal e manutenção da qualidade de água através da utilização de incubadora portátil na reprodução extrusada da sardinha prata *Lycengraulis grossidens*, (Spix & Agassiz, 1829), na bacia do rio Uruguai Médio, município de Uruguaiana, Pampa Brasileiro. In: Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão, 2012, Bagé. Resumo, 2012.
- REIS, R.E., Z.M.S. LUCENA, C.A.S. LUCENA & L.R. MALABARBA. Peixes; p. 117- 145 In C.S. Fontana, G.A. Bencke & R.E. Reis (org.). Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Edipucrs. 2003.
- 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.
- RINGUELET; R. A. 1977. FAUNA ÍCTICA DE LOS EMBALSES DE ARGENTINA. PERSPECTIVAS Y POSIBILIDADES. SEMIN. MEDIO AMB. REPRESAS, UNIV. REPÚBLICA, FAC. HUM. CIENC., MONTEVIDEO, 1:224-239.

- SANTOS, A.B; MELO, J. F. B; LOPES, P.R.S. Estudo da carcaça do cascudo *Hypostomus commersonii* na Região de Uruguaiana, RS, Brasil. Anais do III Encontro Sul Brasileiro de Aquicultura - VI Encontro Riograndense de Técnicos em Aquicultura. p.70-74. 1995.
- SAUCEDO. S.M. 2001. Dinâmica Das Populações Ícticas Do Arroio Imbaá (Nascente), Bacia Do Rio Uruguai Médio, Uruguaiana, Rs, Brasil. Monografia De Conclusão Do Curso De Ciências Biológicas Da Pucrs, Uruguaiana, Brasil.
- SIERRA, B.; H. OSORIO, A. LANGGUTH, J. SORIANO, E. MACIEL, O. MORA, R. AYUP, A. LOMBARDO, E. PALERMO, J.GONZÁLEZ Y F. ACHAVAL. Ecosistemas Afectados Por La Construcción De La Represa De Salto Grande. Semin. Medio Amb. Represas, Univ. República, Fac. Hum. Cienc., Montevideo, 1:89-130. 1977.
- SHEPP, D. L.; CUMMINS, J. D. Restoration In An Urban Watershed: Anacostia River Of Maryland Andthe District Of Columbia. In: Williams, J. E.; Wood, C.A.; Dombeck, M. P. (Ed.). Watershed Restoration: Principles And Practices. Bethesda: American Fisheries Society,. P. 297-317. 1997
- SOARES, H.J., GRALHA. T., QUEROL. M. PESSANO, E. Análise Parcial, Da Ictiocenose De Arroio Da Região De Uruguaiana, Pampa Brasileiro, A Partir De Uma Revisão Bibliográfica De Trabalhos Desenvolvidos Pelo Nupilabru Entre Os Anos De 1998 E 2012. Anais Salão Integrado De Ensino, Pesquisa E Extensão. Unipampa. 2012. [Http://Testes.Unipampa.Edu.Br/Anais- Siepe/Atual/Art2833.Html](http://Testes.Unipampa.Edu.Br/Anais- Siepe/Atual/Art2833.Html).
- SOUZA, M.V & BORTOLUZZI, L.R.C. (2008). Relatório Técnico 001/08 Ibama/Uruguaiana.
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E.; PINTO, L.F.S. 2008. Solos Do Rio Grande Do Sul. 2.Ed. Porto Alegre: Emater/Rs-Ascar, 222p.
- SVERLIJ, S.B., SCHENKE, R.L.D., LOPEZ, H.L., ROS, A.E. 2008. pECES DEL RIO uRUGUAY - guía ilustrado de las especies mas comunes del rio uruguay inferior y embalse de salto grande. pUBLICACIONES DE LA cOMISION aADMINISTRADORA DEL rIO uRUGUAI – caru.
- VARI, R.P. & L.R. MALABARBA. Neotropical ichthyology: an overview. Pp. 1-11. In: L.R. Malabarba, R.E. Reis, R.P. Vari, Z M.S. Lucena & C.A.S. Lucena (Eds.). Phylogeny and Classification of Neotropical fishes. Porto Alegre, Edipucrs, 603p.1998.
- WAITE, I. R. & CARPENTER, K. D. Associations among fish assemblage structure and environmental variables in Willamette basin streams, Oregon. Transactions of the American Fisheries Society 129:754-770. 2000.



**RIO URUGUAI: Contribuições Científicas.**

ZANIBONI FILHO, E. F.; MEURER, S.; SHIBATTA, O. A.; NUÑER, A. P. de O. 2004. Catálogo ilustrado de peixes do alto rio Uruguai. Editora da UFSC, Florianópolis, Brasil, 128 pp.