

**CARACTERIZAÇÃO ISOTÓPICA E DISTRIBUIÇÃO DE Hg EM PEIXES
DE DIFERENTES GUILDAS TRÓFICAS NA PORÇÃO INFERIOR DA
BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL**

ADÉLIA RANGEL MANDU ROCHA

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
AGOSTO – 2014**

**CARACTERIZAÇÃO ISOTÓPICA E DISTRIBUIÇÃO DE Hg EM PEIXES
DE DIFERENTES GUILDAS TRÓFICAS NA PORÇÃO INFERIOR DA
BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL**

ADÉLIA RANGEL MANDU ROCHA

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Dr^a Cristina Maria Magalhães de Souza

Co-orientadora: Dr^a Ana Paula Madeira Di Benedetto

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
AGOSTO – 2014**

CARACTERIZAÇÃO ISOTÓPICA E DISTRIBUIÇÃO DE Hg EM PEIXES
DE DIFERENTES GUILDAS TRÓFICAS NA PORÇÃO INFERIOR DA
BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

ADÉLIA RANGEL MANDU ROCHA

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 19 de agosto de 2014

Comissão Examinadora:

Prof. Olaf Malm (Dr. em Ciências Biológicas-Biofísica) – UFRJ

Prof. Dálcio Ricardo de Andrade (Dr. em Morfologia) – UENF

Prof. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho (Dr. em Geociências-Geoquímica) – UENF

Prof^a. Ana Paula Madeira Di Benedetto (Dr^a. em Biociências e Biotecnologia) – UENF
Co-orientadora

Prof^a. Cristina M. M. de Souza (Dr^a. em Ciências-Biofísica) – UENF
Orientadora

“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito.”

Chico Xavier

Agradecimentos

À Deus por estar comigo durante toda a caminhada, me apresentando soluções diante de todos obstáculos, e por além disso me conceber momentos e oportunidades maravilhosas.

À Cristina Maria Magalhães de Souza, minha orientadora, por toda paciência, amizade e dedicação para a realização da pesquisa. Obrigada pelas incansáveis conversas que tivemos sobre este estudo, as quais contribuíram para meu aprendizado.

À Ana Paula Madeira Di Beneditto, minha co-orientadora, por todos os ensinamentos transmitidos, por suas críticas sempre construtivas e sugestões.

À Faperj pela concessão da bolsa durante o período do mestrado.

Ao amigo Guilherme Souza pela oportunidade que me ofereceu para desenvolver esta pesquisa em parceria com o projeto que coordena, Projeto Piabanha. Obrigada Guilherme por esse convite e por sua confiança.

À toda equipe do Projeto Piabanha e aos pesquisadores da UFRJ pela troca de experiência, além do carinho, amizade, respeito e por todas as risadas e momentos maravilhosos que passamos durante as coletas.

Ao Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca (LREPF/BIOFÍSICA/UFRJ), onde fiz todas as determinações de Hg. Agradeço ao Prof Olaf Malm por ter me recebido e ao Ricardinho, técnico quem realizou a leitura de Hg das amostras.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA/UENF) pelo espaço e equipamentos oferecidos, onde realizei as análises isotópicas, além da equipe técnica.

À amiga Marcela Possoly pelo auxílio na realização das análises de Hg, dentre outras atividades. Obrigada por toda sua paciência. Você foi uma grande companheira!

Ao amigo Inácio Pestana por toda sua habilidade em executar o programa R, me auxiliando na realização das análises estatísticas e na montagem dos gráficos.

À Isabely Monteiro, Lays Santana, Gabriela Carvalho e Luís Felipe Panizzi, pessoas que me ajudaram efetivamente em todos os procedimentos laboratoriais. Sem vocês, as análises não seriam simplificadas e feitas em tempo hábil.

Às duas grandes amigas que sempre estiveram ao meu lado, me orientando e me ensinando que é possível vencer os obstáculos aos quais somos determinados a enfrentar.

Aos demais amigos Jorge Luís, Aline Alves, Camila Ventura e Bruno Mello por todos os excelentes momentos que vivemos durante o mestrado. Obrigada pelo apoio de vocês!

Aos amigos Dayana, Lucas, Annaliza e Clara por todo apoio e incentivo.

Ao técnico do LCA Gerson da Purificação, pelas diversas vezes em que me levou até a UFRJ para realizar a leitura de Hg. Seus papos, risadas, brincadeiras e conselhos com certeza contribuíram para deixar a cansativa viagem mais agradável.

Por último, mas não menos importante, agradeço aos meus pais, namorado e família por toda atenção, preocupação e carinho.

Sumário

Lista de Tabelas	x
Lista de Figuras	xi
Resumo	1
Abstract	3
1. Introdução	5
1.1 Avaliação da ecologia trófica de peixes através da composição isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$).....	8
1.2 Hg na modelagem de cadeias alimentares e os níveis de contaminação no Norte do Estado do Rio de Janeiro	11
2. Hipóteses	14
3. Objetivo geral	14
4. Material e métodos	15
4.1 Área de estudo	15
4.2 Estratégia de amostragem	16
4.2.1 Coleta e tratamento das amostras - Projeto Piabanha	16
4.2.2 Análise das gônadas	18
4.3. Análise química	19
4.3.1 Composição elementar e isotópica de C e N em peixes	19
4.3.2 Determinação de Hg em peixes	20
4.3.3 Determinação de Hg no sedimento e MPS	20
4.4 Análises estatísticas	21

5. Resultados	23
5.1 Concentração de Hg nas guildas tróficas	27
6. Discussão	31
6.1 Assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ como indicadores da fonte alimentar e posição trófica das guildas	31
6.2 Dimensão do nicho isotópico e variância de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$	33
6.3 Contaminação das guildas tróficas por Hg e uso deste contaminante como indicador do estado trófico	36
7. Conclusão	38
8. Referências bibliográficas	38

Lista de Tabelas

Tabela I: Classificação dos peixes em guildas tróficas de acordo com o recurso alimentar predominante.....	6
Tabela II: Georreferenciamento das localidades de amostragem.....	15
Tabela III: Distribuição das espécies em guildas tróficas com os dados de comprimento total (cm), $\delta^{13}\text{C}$ (‰), $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e concentração de Hg (ng.g^{-1} peso seco)	24
Tabela IV: Resultado do teste de Tukey <i>a posteriori</i> entre as assinaturas isotópicas das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul. Na esquerda inferior são os valores de p das comparações entre $\delta^{13}\text{C}$, e direita superior estão os valores de p das comparações entre $\delta^{15}\text{N}$	25
Tabela V: Variância isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul.....	27
Tabela VI: Resultado das comparações estatísticas entre as variâncias de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul.....	27
Tabela VII: Abundância e porcentagem relativa dos indivíduos cujas concentrações de Hg ultrapassaram o limite máximo (500 ng.g^{-1}) estipulado pela ANVISA.....	28

Lista de Figuras

Figura 1: Distribuição dos pontos de coleta: rio Paraíba do Sul em Itaocara (•), São Sebastião do Paraíba (•) e São Fidélis (•); rio Pomba em Baltazar (•); rio Dois Rios em Guarani (•)	16
Figura 2: Análise macroscópica das gônadas de um exemplar de <i>Astyanax paraguayae</i> , com comprimento total de 10,9 cm, em estágio maduro de reprodução	18
Figura 3: Média e variação (mínimo e máximo) das assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul	25
Figura 4: Dispersão dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e as áreas do nicho isotópico das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior rio Paraíba do Sul. Os valores em ‰ ² representam a dimensão da SEAc, representativa do nicho isotópico	26
Figura 5: Concentração de Hg entre as guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul. As letras (a,b) foram utilizadas para representar as similaridades e diferenças estatísticas do teste de Tukey	29
Figura 6: Relação entre a concentração de Hg e $\delta^{15}\text{N}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul	30
Figura 7: Concentração média de Hg no material particulado em suspensão (MPS) e sedimento da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul	30

Resumo

A caracterização das relações alimentares entre os organismos contribui para o entendimento da dinâmica das comunidades ecológicas nos ecossistemas. O objetivo do presente estudo foi identificar as relações alimentares e o teor de mercúrio (Hg) entre peixes da Bacia inferior do rio Paraíba do Sul com similaridades tróficas e no uso do habitat. As coletas foram realizadas na porção inferior do rio Paraíba do Sul entre as localidades de São Sebastião do Paraíba e São Fidélis, abrangendo os tributários Pomba e Dois Rios, junto a estrutura do Projeto Piabanha. A amostragem dos peixes ocorreu bimestralmente entre dezembro/2012 e outubro/2013 com o auxílio de redes de espera, peneira, tarrafa e rede de arrasto. Além disso, foram realizadas as coletas de água e sedimento nos locais de amostragem para determinações de Hg. As espécies coletadas foram agrupadas em guildas tróficas, e em seguida foram tomados seus dados biométricos como comprimentos total e padrão. No laboratório, foram determinados Hg total (Perkin Elmer FIMS-400) e isótopos estáveis (Thermo Finnigan Delta V Advantage) de carbono e nitrogênio em amostras de tecido muscular das espécies coletadas. As espécies analisadas foram separadas em três guildas tróficas (carnívoros, onívoros e detritívoros), distribuídas entre os habitats pelágico e demersal. As análises isotópicas de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) revelaram a participação tanto da fonte pelágica quanto da fonte bentônica na alimentação das guildas tróficas, enquanto as assinaturas isotópicas de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$) indicaram que a maioria das guildas, exceto os onívoros pelágicos, estava no mesmo nível trófico. A partir da estimativa do nicho isotópico verificou-se sobreposições entre carnívoros, onívoros demersais e detritívoros demersais. Os carnívoros pelágicos apresentaram alimentação mais especializada em relação às demais guildas e compartilhada principalmente com os onívoros demersais. Os onívoros pelágicos apresentaram preferências alimentares distintas em relação às outras guildas, tendo em vista que sua área de nicho foi pouco compartilhada. A concentração de Hg diferiu significativamente entre os carnívoros e onívoros demersais e entre os onívoros pelágicos e demersais como reflexo de suas posições tróficas e fonte principal de recursos alimentares ($p=0,01$). Devido ao posicionamento trófico similar entre as guildas, o potencial de biomagnificação de Hg e sua relação com $\delta^{15}\text{N}$ não foram verificados. As concentrações de Hg nos compartimentos

abióticos identificaram a influência do sedimento sobre a cadeia bentônica. Os resultados indicaram que as guildas apresentam amplo espectro alimentar. No entanto, a análise do conteúdo estomacal deve ser realizada a fim de separar as espécies em categorias alimentares mais específicas.

Palavras-chave: peixes, guildas tróficas, Hg, isótopos estáveis, Bacia do rio Paraíba do Sul.

Abstract

The characterization of the alimentary habitats of organisms contributes to the understanding of the dynamics of ecological communities in ecosystems. The aim of this study was to identify the food relations and the content of mercury (Hg) between the fish in the lower basin of the Paraíba do Sul river with trophic and habitat use similarities. The collections were made in the lower portion of the Paraíba do Sul river between the cities of São Sebastião do Paraiba and Sao Fidelis, covering the Pomba and Dois Rios tributaries. Fish sampling occurred bimonthly between December 2012 and October/2013 with the aid of gillnets, colander, cast nets and trawls. Furthermore, collection of water and sediment in the sampling sites for determination of Hg was performed. The species collected were grouped into trophic guilds, and then their biometric data as total and standard lengths were taken. In the laboratory, the total Hg were determined (Perkin Elmer FIMS-400) and stable isotopes (Thermo Finnigan Delta V Advantage) of carbon and nitrogen in samples of muscle tissue of the collected species. The species analyzed were separated into three trophic guilds (carnivores, omnivores and detritivores), distributed between the pelagic and demersal habitats. Isotopic analyzes of carbon ($\delta^{13}\text{C}$) revealed the involvement of benthic and pelagic sources in the trophic feeding guilds, while the isotopic signatures of nitrogen ($\delta^{15}\text{N}$) indicated that most guilds except pelagic omnivores, was at the same level trophic. The estimation of the isotopic niche showed overlap between carnivores, demersal omnivores and demersal detritivores. Pelagic carnivores had more specialized feeding compared to other guilds and shared mainly with demersal omnivores. Pelagic omnivores showed distinct food preferences from other guilds, considering that its niche area was little shared. The Hg concentration differed significantly between carnivores and omnivores demersals and among pelagic and demersal omnivores as a reflection of their trophic positions and main source of food ($p=0,01$). Due to similar trophic position among the guilds, the potential for biomagnification of Hg and its relation to $\delta^{15}\text{N}$ were not observed. Measurements of Hg in abiotic compartments corroborated the sediment as accumulator of trace elements and their influence on benthic chain. The results indicated that the guilds

have a broad food spectrum. However, analyzes of the stomach contents must be performed in order to separate the species in specific food categories.

Keywords: fish, trophic guilds, Hg, stable isotopes, basin of the Paraíba do Sul river

1. Introdução

Em ambientes naturais, as comunidades podem ser estruturadas a partir das relações alimentares entre os organismos. O conhecimento sobre a ecologia trófica das espécies é essencial para compreender o funcionamento de um ecossistema, pois permite verificar a disponibilidade de recursos oferecidos pelo ambiente, a versatilidade alimentar e as interações ecológicas entre os organismos (Agostinho *et al.*, 1997; Chen *et al.*, 2011; Syvaranta *et al.*, 2013; Abrantes *et al.*, 2014).

Os membros de uma comunidade conectam-se a partir da relação consumidor-recurso, gerando cadeias de alimentação que se inter-relacionam. Este conjunto de interações tróficas forma um complexo sistema de teias, por meio do qual a energia é transferida entre os organismos e os nutrientes são reciclados (Overbeck, 2000). As teias tróficas são macro descritores das interações alimentares entre consumidores e auxiliam na estruturação das comunidades por classificar as espécies de acordo com o papel funcional que desempenham no ecossistema (*e.g.*, produtor primário, consumidor primário, consumidor secundário, consumidor terciário), além de hierarquizar os consumidores em níveis ao longo da cadeia alimentar (Vander Zanden *et al.*, 1997; Jepsen e Winemiller, 2002; Vander Zanden e Fetzer, 2007). Os níveis tróficos representam a passagem de energia, indicando a quantidade de vezes que a biomassa consumida por um indivíduo foi metabolizada dentro da cadeia. A energia em um ecossistema sustenta toda a comunidade biológica e é adquirida por meio da utilização dos recursos. Esta energia circula através dos elos tróficos, desde os produtores primários aos predadores topo de cadeia, sendo dissipada em cada transferência em proporções continuamente menores a medida em que se alcança o ápice da cadeia (Gerking, 1994; Vander Zanden *et al.*, 1997; Post, 2002). Desta forma, os níveis tróficos posicionam os organismos ao longo desta cadeia de relações alimentares, sendo hierarquizados pelo tipo de recurso explorado: autótrofos (nível 1) → herbívoros (nível 2) → carnívoros (nível 3) → detritívoros (nível 4) (Begon *et al.*, 2007; Peroni e Hernández, 2011).

Os peixes exibem uma variedade de tipos de dieta, e a estruturação trófica das comunidades os distribui em categorias de alimentação a fim de facilitar o desenvolvimento de estudos e o entendimento de sua plasticidade alimentar. Os peixes neotropicais apresentam grande flexibilidade alimentar em decorrência de

alterações na vazão que amplia a diversidade de presas dos ecossistemas fluviais e lagunares (Abelha *et al.*, 2001). Devido a versatilidade da ictiofauna neotropical, torna-se conveniente a classificação das espécies em guildas tróficas, considerando o alimento predominante na dieta (Agostinho *et al.*, 1997).

A tabela I resume os tipos de guildas tróficas de peixes em função da análise qualitativa e quantitativa do conteúdo estomacal (Zavala-Camin, 1996; Agostinho *et al.*, 1997; Hahn *et al.*, 1998).

Tabela I: Classificação dos peixes em guildas tróficas de acordo com o recurso alimentar predominante.

Classificação	Item alimentar predominante
Piscívoro	peixes
Malacófago	moluscos
Invertívoro	moluscos, insetos e invertebrados
Insetívoro	insetos aquáticos e/ou terrestres
Onívoro	material de origem animal e vegetal
Larvófago	larvas
lilófago	matéria orgânica de origem animal e vegetal, incluindo lodo e/ou areia
Detritívoro	matéria orgânica de origem animal e/ou vegetal
Planctívoro	fitoplâncton ou zooplâncton
Frugívoro	frutos e sementes
Herbívoro	vegetais inferiores e superiores

A caracterização trófica das comunidades pode estender-se às interações ecológicas inter e intra específicas estabelecidas entre os organismos. Uma das maneiras pela qual as interações podem moldar as comunidades é por meio das relações alimentares entre espécies de mesmo nível trófico, em processos de competição (Stevens e Willing, 2000). Neste sentido, a avaliação do nicho trófico é imprescindível para o entendimento dos mecanismos de uso e partição dos recursos entre populações que coexistem em determinado ambiente (Chen *et al.*, 2011; Abrantes *et al.*, 2014).

Quando os recursos são limitantes, as relações competitivas tornam-se acentuadas entre os membros de uma mesma guilda em virtude de apresentarem maior redundância trófica. Na presença de competidores, as dimensões de nicho das espécies podem ser compartilhadas e o intervalo de recursos explorados é reduzido a um nicho efetivo, cuja menor amplitude representa o limite de condições e recursos

dentro do qual o indivíduo é ainda capaz de sobreviver (Begon *et al.*, 2007; Townsend *et al.*, 2009).

A coexistência de competidores em um ambiente será alcançada a partir da diferenciação de seus nichos efetivos. Esta diferenciação pode ser refletida na predação preferencial sobre espécies diferentes, no tamanho corporal e características morfológicas entre os competidores, e na segregação espacial e temporal de utilização dos recursos (Chesson, 2000). A heterogeneidade ambiental também contribui ao fragmentar o ecossistema em um mosaico de micro-habitats, proporcionando maior variedade de presas (Giacomini, 2007; Peroni e Hernández, 2011).

Contudo, se não houver diferenciação de nicho, a espécie potencialmente competidora excluirá ou eliminará às demais. A exclusão competitiva ocorre quando uma faixa do nicho trófico do competidor superior sobrepõe toda a área de nicho do competidor inferior. Assim, a espécie mais fraca será excluída caso não explore recursos diferenciados em relação àqueles predados por seus competidores potenciais, o que dependerá da flexibilidade alimentar tanto da espécie quanto do ambiente (Hardin, 1960; Ricklefs, 2011).

Para a caracterização trófica das comunidades aquáticas e o entendimento das relações existentes entre seus consumidores, o conhecimento da ecologia alimentar dos organismos deve ser previamente elucidado. Para tanto, a análise qualitativa e quantitativa do conteúdo estomacal é uma técnica comumente empregada (Probst e Eckmann, 2009; Bozza *et al.*, 2010; Bachiller *et al.*, 2013; Gocke *et al.*, 2013).

A análise estomacal é uma técnica amplamente utilizada, embora considerada pouco precisa devido aos fatores que podem influenciar a identificação e a quantificação dos itens consumidos. Nesse contexto, os resultados podem ser tendenciados em virtude dos componentes da dieta apresentarem taxas diferenciadas de digestibilidade. Assim, os recursos são frequentemente sub ou super estimados ou até mesmo desconsiderados da dieta em função da taxa de digestão (Hyslop, 1980; Clarke, 1986; Pierce e Boyle, 1991), de uma possível regurgitação do conteúdo alimentar durante a coleta (Zavala-Camim, 1996), e/ou do desgaste de estruturas taxonomicamente importantes para a identificação das presas (Pierce e Boyle, 1991).

1.1 Avaliação da ecologia trófica de peixes através da composição isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$)

Atualmente, o delineamento e compreensão da dinâmica trófica entre os organismos vem sendo melhor compreendido a partir da composição isotópica de predadores e do seu conjunto de presas (Benedito-Cecílio *et al.*, 2000; Post, 2002; Layman *et al.*, 2007a).

Isótopos estáveis são nuclídeos não radioativos de um mesmo elemento químico com diferentes números de nêutrons. A composição isotópica de uma amostra é expressa em notação delta (δ) e em partes por mil (‰) de diferença em relação a padrões internacionais. Em estudos ecológicos, os isótopos estáveis mais utilizados são carbono, nitrogênio, enxofre, oxigênio e hidrogênio (Pereira e Benedito, 2007), consistindo os isótopos de carbono e nitrogênio os mais comuns em estudos de ecologia alimentar (DeNiro e Epstein, 1981; France, 1995a; Carvalho, 2008).

O nicho trófico das espécies pode ser elucidado pelas assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio. O enriquecimento de $<1-1\text{‰}$ por nível trófico confere ao $\delta^{13}\text{C}$ uma transferência conservativa e, portanto, é utilizado para traçar a origem das diferentes fontes de energia: aquática ou terrestre, pelágica ou bentônica, costeira ou oceânica (DeNiro e Epstein, 1978; Vander Zanden *et al.*, 1997; Fry, 2008). Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ são úteis para quantificar o nível trófico das espécies, uma vez que seu fracionamento é contínuo ao longo da cadeia alimentar. A cada transferência trófica o ^{15}N sofre incrementos de 1,3 a 5,3 ‰, com média de 3,4 ‰ (Minagawa e Wada, 1984; Post, 2002).

Em estudos sobre ecologia alimentar a análise da composição isotópica é considerada uma ferramenta robusta, pois remove a subjetividade normalmente encontrada na análise do conteúdo estomacal. As assinaturas isotópicas revelam os recursos assimilados aos tecidos do organismo e fornecem uma medida da dieta em mais longo prazo (*e.g.*, meses ou anos) em comparação a análise de conteúdo estomacal (*e.g.*, últimas refeições) (DeNiro e Epstein, 1978; Fry *et al.*, 1978; Pereira e Benedito, 2007; Carvalho, 2008).

As primeiras pesquisas utilizando isótopos estáveis em nutrição animal foram realizadas por Minson *et al.* (1975) para identificar a dieta em amostras de bovinos que se alimentavam de plantas C_3 e C_4 , seguido pelo estudo de Haines *et al.* (1976)

que elucidaram a alimentação do caranguejo *Uca pugnax*. Essa metodologia também é aplicada em estudos sobre alimentação de peixes (e.g., Vander Zanden *et al.*, 1997; Post, 2002; Layman *et al.*, 2007a; Di Benedetto *et al.*, 2012; Di Benedetto *et al.*, 2013a; Di Benedetto *et al.*, 2013b; Abrantes *et al.*, 2014).

A aplicabilidade das razões isotópicas em estudos tróficos parte de três premissas básicas: (1) os recursos basais apresentam diferenças isotópicas, possibilitando rastrear a origem dos demais componentes da teia alimentar; (2) o consumidor deve refletir em seus tecidos a composição isotópica da sua dieta; (3) a composição isotópica do elemento em estudo deve fracionar de forma previsível ao longo da teia trófica (Pereira e Benedito, 2007; Fry, 2008; Martinelli *et al.*, 2009; Boecklen *et al.*, 2011).

A ecologia alimentar dos consumidores pode ser integrada ao tempo a partir das análises isotópicas. Cada tecido apresenta uma taxa de *turnover* característica, definida como o tempo necessário para que o consumidor integre o sinal isotópico das suas fontes alimentares (Manetta e Benedito-Cecílio, 2003). A escolha do tecido analisado dependerá do objetivo do trabalho. Tecidos hepático e sanguíneo, por exemplo, possuem taxa de reposição rápida comparada ao músculo e às estruturas ósseas, cuja reposição mais lenta integra os recursos alimentares ingeridos e assimilados em médio e longo prazo, respectivamente (Bosley *et al.*, 2002; Post, 2002; Buchheister e Latour, 2010). Em geral, os estudos realizados em peixes utilizam o tecido muscular para análises isotópicas. No entanto, a análise múltipla que abrange vários tecidos gera resultados mais consistentes se a dieta do organismo variar ao longo do tempo (Martinelli *et al.*, 2009).

A estruturação das comunidades a partir das informações pontuais geradas pelo nicho trófico amplia-se a partir do conceito de nicho isotópico, que recentemente tem sido utilizado em estudos de diferentes abrangências na área da Ecologia Trófica, dentre os quais: o efeito da introdução de espécies exóticas à organização trófica de uma comunidade (Jackson *et al.*, 2012); a fragmentação de ecossistemas (Layman *et al.*, 2007b); a coexistência entre espécies simpátricas (Chen *et al.*, 2011; Di Benedetto *et al.*, 2013b); e a influência das condições hidrológicas sobre a amplitude de nicho (DeLong *et al.*, 2011).

O nicho isotópico utiliza as medidas de dispersão de isótopos de carbono e nitrogênio para indicar como os organismos exploram os recursos do ambiente. Vários autores têm descrito métodos para abordar a dimensão do nicho isotópico de populações. A amplitude de nicho pode ser indicada por meio das variâncias isotópicas de carbono e nitrogênio, utilizando-se um teste de razão de variância simples (Teste- F), conforme proposto por Bearhop *et al.* (2004). Seguindo a utilização da variância e covariância desses isótopos, Layman *et al.* (2007a) formularam seis métricas populacionais como alternativa para a estimativa da amplitude de nicho:

I) Variação de $\delta^{13}\text{C}$: representa a amplitude dos valores isotópicos de carbono entre as guildas tróficas com valores mais enriquecidos e mais empobrecidos em $\delta^{13}\text{C}$. Quanto maior a variação de $\delta^{13}\text{C}$, maior a diversidade de recursos na base teia alimentar,

II) Variação de $\delta^{15}\text{N}$: considera a distância entre duas guildas tróficas com valores mais enriquecidos e mais empobrecidos em $\delta^{15}\text{N}$. Esta métrica representa a estrutura vertical da teia alimentar, indicando o grau de diversidade trófica.

III) Área total: indica a dimensão do nicho considerando todos os indivíduos através do cálculo da área do polígono.

IV) Distância Média do Centróide: medida de diversidade trófica considerando a distância Euclidiana média de cada grupo de espécies em relação ao valor médio de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da população amostrada.

V) Distância Média do Vizinho mais Próximo: medida da similaridade trófica entre as guildas calculada pela distância Euclidiana média do vizinho mais próximo para cada grupo de espécies no espaço bi-plot.

VI) Desvio Padrão da Distância do Vizinho mais Próximo: esta métrica é calculada pelo desvio padrão das distâncias Euclidianas do vizinho mais próximo para cada guilda. É uma medida da equitabilidade das guildas tróficas no espaço isotópico, de modo que valores baixos desta métrica sugere maior distribuição de nichos tróficos.

Jackson *et al.* (2011) discutem a aplicabilidade da área total do polígono proposta por Layman (2007a), e sugerem uma adaptação. A área total é uma medida da área do nicho ocupada por uma população que abrange todos os pontos dispersos no espaço $\delta^{13}\text{C} \times \delta^{15}\text{N}$ e, portanto, considera os valores extremos. Essa característica fornece uma medida não comparável de nichos quando os tamanhos amostrais

diferem, já que a área do polígono tenderá a aumentar com maior número amostral (Jackson *et al.*, 2011).

Jackson e colaboradores (2011) propuseram o uso de uma metodologia independente do tamanho amostral, conhecida como área padrão da elipse (SEA, do inglês *standard ellipse area*). Esta métrica baseia-se na variância e covariância dos valores isotópicos de carbono e nitrogênio e representa o núcleo do nicho isotópico. A área da elipse também pode ajustar-se para amostras pequenas a partir de uma correção no cálculo. O uso de $n - 2$ no denominador ($SEAc = SEA * (n - 1) / (n - 2)$) reduz um grau extra de liberdade envolvido quando se trabalha com dados bidimensionais. Esta correção no cálculo da área padrão da elipse denomina-se área padrão da elipse corrigida (SEAc) (Jackson *et al.*, 2011).

Além da assimilação do alimento ingerido e das medidas de nicho trófico, as relações alimentares entre as espécies podem ser complementadas utilizando-se a concentração de Hg em tecidos musculares e/ou hepáticos. Tendo em vista a capacidade de biomagnificação desse metal, a sua associação com os dados de $\delta^{15}N$ permite a estimativa do estado trófico de um determinado organismo nas cadeias alimentares. Assim, se espera que aumentos no posicionamento trófico estimado pela composição isotópica de $\delta^{15}N$ entre organismos dispostos ao longo de uma cadeia alimentar reflita no enriquecimento das concentrações de Hg entre estes consumidores (Di Benedetto *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2012). Desse modo, a determinação de Hg comumente utilizada em estudos toxicológicos (Kasper *et al.*, 2007; Kehrig e Malm, 2011) tem se tornado uma importante ferramenta na ecologia trófica.

1.2 Hg na modelagem de cadeias alimentares e os níveis de contaminação no Norte do Estado do Rio de Janeiro

O Hg no ambiente aquático pode contaminar matrizes como biota, água e sedimento. Dentre os compartimentos ambientais, os peixes são muito utilizados em pesquisas como indicadores do nível de poluição de ecossistemas aquáticos por apresentarem características ecológicas relevantes: elos fundamentais nas cadeias alimentares aquáticas, conjunto de organismos representativos e base do consumo proteico humano em muitas regiões. Além disso, os peixes são fisiologicamente mais

complexos quando comparados a outros indivíduos como moluscos, crustáceos e anelídeos, constituindo um grupo muito sensível às variações do ambiente (Weech *et al.*, 2004; Kersanach e Bianchini, 2008; Petry *et al.*, 2011).

O Hg presente na coluna d'água pode ser bioacumulado nos tecidos dos peixes diretamente por difusão entre as superfícies de contato, como as brânquias e a epiderme. No entanto, a dieta constitui a principal via de contaminação deste elemento devido a capacidade da sua forma orgânica bioacumular a cada nível trófico (Buratini e Brandelli, 2008). A transferência ao longo dos níveis tróficos ocorrerá com a forma metilada (CH_3Hg^+) pois além de ser fortemente absorvida pelo trato gastrointestinal, sua afinidade pelo grupamento sulfidril das proteínas, estabilidade e lipossolubilidade facilita a difusão pelas membranas celulares. Esta característica confere a esse organomercurial uma elevada taxa de absorção e lenta excreção, possibilitando sua persistência nos tecidos biológicos (Bisinoti e Jardim, 2004). Esse processo conhecido como biomagnificação intensifica os teores da forma mais tóxica de Hg ao longo das cadeias alimentares (herbívoro > consumidor 1 > consumidor 2 > consumidor 3), alcançando entre 90 a 100% do Hg total em predadores de topo (EPA, 2001; Ullrich *et al.*, 2001; Miranda *et al.*, 2007).

A mensuração de Hg nas matrizes abióticas sedimento e material particulado em suspensão (MPS) contribui para elucidar o nível de contaminação em organismos de diferentes habitats ao longo da coluna d'água, especialmente em ecossistemas rasos cujas espécies podem realizar pequenas incursões entre superfície e fundo, sobrepondo as concentrações.

Na década de 1980, as atividades antrópicas iniciadas ao longo da Bacia de drenagem inferior do rio Paraíba do Sul contribuíram significativamente para a contaminação dos recursos hídricos por Hg. A contaminação iniciou-se com o uso de fungicidas e herbicidas organomercuriais para o combate de pragas nos plantios de cana de açúcar da região, principal produto agrícola na época. Esta prática foi proibida após estudo desenvolvido por Câmara (1990) que revelou níveis sanguíneos elevados de Hg na população ocupacionalmente exposta, com cerca de 10 a 25 vezes acima dos valores máximos permitidos, e apresentando sintomas de intoxicação. Segundo Rempe *et al.* (2010), o limite máximo permitido para Hg no sangue pode variar entre 1 a 8 $\mu\text{g/l}$.

Outra atividade antropogênica que contribuiu para a entrada de Hg nos corpos hídricos da região norte do Estado do Rio de Janeiro foi o garimpo de ouro aluvionar. A extração de ouro iniciou-se por volta de 1986 no rio Muriaé, propagando-se até o rio Itabapoana. Um ano depois, o garimpo passou a ser realizado nos rios Pomba, Carangola e Paraíba do Sul próximo às cidades de Itaocara, Cambuci e São Fidélis (Lima, 1990).

O garimpo introduziu uma elevada contaminação por Hg nos ecossistemas aquáticos e na biota. Lacerda *et al.* (1993) estimaram que 150-300 kg/ano de Hg foram liberados para os rios da região nesse período. Ainda neste estudo, concentrações de Hg no sedimento fluvial foram detectadas até onze vezes acima da média ($50 \mu\text{g.kg}^{-1}$) para áreas consideradas como controle. Souza (1994) observou elevados valores de Hg em espécies de peixes carnívoras na Bacia do rio Paraíba do Sul, e Yallouz *et al.* (2000) ressaltaram as maiores concentrações médias nas espécies de dourado (*Salminus maxillosus*) e traíra (*Hoplias malabaricus*) ($301 \mu\text{g.kg}^{-1}$ e $151 \mu\text{g.kg}^{-1}$, respectivamente) na porção inferior do rio Paraíba do Sul, entre os trechos de São Fidélis a Itaocara.

2. Hipóteses

O rio Paraíba do Sul, considerando seu histórico de contaminação, apresentou de acordo com amostragens realizadas por pesquisadores entre os anos de 2001 e 2005 uma comunidade de peixes rica em espécies (Bizerril e Primo, 2001). Teixeira *et al.* (2005) estudando a diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul registraram 81 espécies. No entanto, a variedade de alimentos explorados por esses organismos ainda não é plenamente elucidada. Desse modo, algumas vertentes da ecologia trófica como a disponibilidade de recursos oferecidos pelo ambiente, a flexibilidade alimentar das espécies, o comprimento das cadeias alimentares e as relações tróficas existentes entre os indivíduos permanecem incompreendidas. Nesta pesquisa, algumas lacunas sobre a utilização e partição de recursos entre peixes podem ser preenchidas a partir da dimensão do nicho isotópico, do posicionamento trófico, da determinação de Hg e da discriminação entre as cadeias (pelágica e bentônica) preferencialmente utilizadas pelas guildas tróficas na porção inferior do rio Paraíba do Sul.

Seguindo este contexto, duas hipóteses são levantadas pelo presente estudo:

I) As guildas tróficas de peixes que compartilham o uso do habitat (pelágico e/ou bentônico) e posicionam-se no mesmo nível apresentarão maiores similaridades tróficas e conseqüentemente áreas de nichos sobrepostas. Dentre as guildas em estudo, os onívoros apresentarão as maiores dimensões de nicho isotópico em virtude da exploração de múltiplas fontes de recursos refletirem um espectro de presas mais amplo.

II) As guildas tróficas de peixes apresentarão variações nas concentrações de Hg em função da fonte preferencial de recursos alimentares. Assim, em virtude do caráter acumulador do sedimento e do potencial de biomagnificação, as guildas que integram o sinal isotópico da cadeia bentônica apresentarão maiores concentrações deste elemento seguindo a hierarquia trófica: carnívoros > detritívoros > onívoros.

3. Objetivo geral

Identificar as relações alimentares entre espécies de peixes na porção fluvial da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul, tendo como premissas a similaridade trófica e o uso do habitat.

4. Material e métodos

4.1 Área de estudo

A Bacia do rio Paraíba do Sul abrange uma área de 62.074 km² entre os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Desta área, 26.851 km² encontram-se no estado do Rio de Janeiro, 20.713 km² no estado de Minas Gerais (Zona da Mata Mineira), e 14.510 km² no estado de São Paulo (Vale do Paraíba Paulista). O rio Paraíba do Sul é formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna na Serra da Bocaina (MG), e percorre 1.150 km até desaguar na região Norte do Estado do Rio de Janeiro, no município de São João da Barra (Ceivap e Agevap, 2011).

A descarga máxima deste rio na foz atinge 4.384 m³.s⁻¹ no período chuvoso (dezembro a fevereiro), enquanto a descarga mínima ocorre no período de seca (junho a agosto) com 181 m³.s⁻¹ (Ana, 2006). De acordo com Silva (2000), os períodos limnológicos característicos do rio Paraíba do Sul são representados por um pico de vazão entre os meses de dezembro e fevereiro (> 1200 m³.s⁻¹), a vazante de março a maio, e a seca entre maio e outubro (de 250 a 600 m³.s⁻¹).

A área de estudo localiza-se na região noroeste da porção inferior do rio Paraíba do Sul e estende-se aos afluentes Pomba e Dois Rios. Os pontos de coleta foram distribuídos entre cinco localidades georreferenciadas conforme descrito na tabela II: São Sebastião do Paraíba (SSP), Itaocara (ITA) e São Fidélis (SFI) no rio Paraíba do Sul; Baltazar, Santo Antônio de Pádua no rio Pomba (RPO) e Guaraní, no rio Dois Rios (RDR) (Figura 1).

Tabela II: Georreferenciamento das localidades de amostragem. **Fonte:** Projeto Piabanha (2013).

Localidade	Localização	Coordenadas
SSP	rio Paraíba do Sul - São Sebastião do Paraíba	S 21 ^o 44'54,7"/ W 42 ^o 20'32,7"
ITA	rio Paraíba do Sul - Itaocara	S 21 ^o 38'04"/ W 42 ^o 02'01,9"
SFI	rio Paraíba do Sul - São Fidélis	S 21 ^o 38'04,9"/ W 41 ^o 45'41,2"
RPO	rio Pomba - RPO	S 21 ^o 34'51,6"/ W 42 ^o 08'25,1"
RDR	rio Dois Rios - Guaraní	S 21 ^o 44'14,6"/ W 41 ^o 055'55,1"

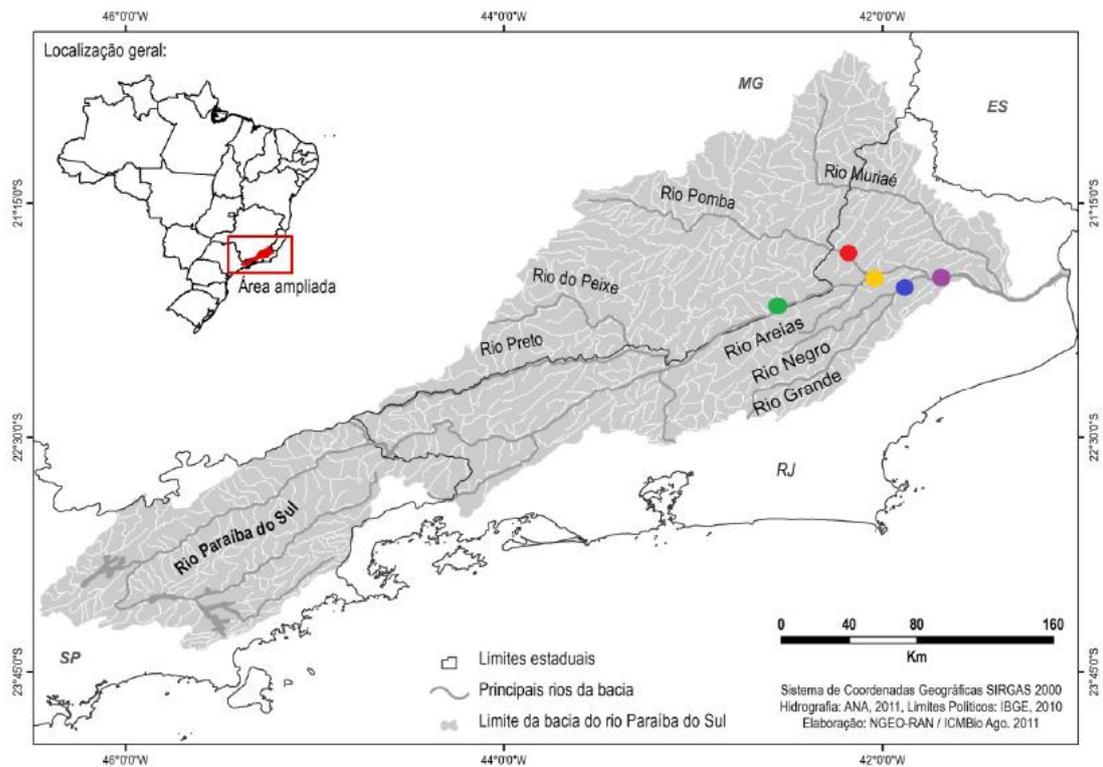


Figura 1: Distribuição dos pontos de coleta: rio Paraíba do Sul em Itacara (●), São Sebastião do Paraíba (●) e São Fidélis (●); rio Pomba em Baltazar (●); rio Dois Rios em Guarani (●). **Fonte:** Projeto Piabanha, 2013.

4.2 Estratégia de amostragem

As coletas foram realizadas bimestralmente durante os meses de dezembro de 2012 a outubro de 2013. Ao longo deste período foram coletados peixes de diferentes guildas tróficas (carnívoros, onívoros e detritívoros) e habitats (pelágico e demersal). No mês de outubro de 2013 foram coletados 5 L de água em galões de polietileno e uma amostra de sedimento em cada ponto de amostragem.

4.2.1 Coleta e tratamento das amostras - Projeto Piabanha

As espécies de peixe foram coletadas com a colaboração dos pesquisadores do Projeto Piabanha. Atualmente, esse Projeto desenvolve pesquisa na Bacia do rio Paraíba do Sul intitulada “Monitoramento biológico de espécies aquáticas ameaçadas de extinção na Bacia do rio Paraíba do Sul”, desenvolvimento de sistema piloto e

implementação de plano de ação. O Projeto Piabanha, administrado pela Associação dos Pescadores e Amigos do Paraíba do Sul, promove pesquisas científicas e busca ampliar a cultura ambiental da sociedade e trazer mudanças positivas em benefício dos recursos naturais da Bacia Hidrográfica do rio Paraíba do Sul. As pesquisas desenvolvidas integram profissionais de diferentes meios acadêmicos como a Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), a Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) e a Universidade de São Paulo (USP).

Os exemplares de peixes foram coletados por uma equipe formada por técnicos do Projeto Piabanha e por pesquisadores da UFRJ através de diferentes artes de pesca como peneira, rede de arrasto, tarrafa e rede de espera posicionada tanto próximo a superfície quanto ao fundo. Após a coleta, os peixes foram acondicionados em gelo para triagem no laboratório do Projeto Piabanha, localizado no município de Itaocara (RJ).

No laboratório, todos os exemplares foram pesados para obtenção dos seguintes dados biométricos:

I) Comprimento total - CT (cm): medida da extremidade cranial até o fim da nadadeira caudal.

II) Comprimento padrão - CP (cm): medida da extremidade cranial até o fim do pedúnculo caudal.

Os dados de comprimento foram obtidos a partir da utilização de um ictiômetro.

Os peixes coletados foram distribuídos em categorias tróficas baseadas em informações obtidas na literatura, uma vez que a análise do conteúdo estomacal não foi verificada (Meurer e Zaniboni Filho, 1997; Silva e Oliveira, 1997; Lowe-McConnell, 1999; Durães *et al.*, 2001; Araújo *et al.*, 2005; Pereira e Resende, 2006; Botelho *et al.*, 2007; Gomiero *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2009; Bozza e Hahn, 2010; Mazzoni *et al.*, 2010; Moraes *et al.*, 2013).

O item alimentar predominante na dieta dos peixes não foi considerado para a classificação das espécies em guildas tróficas, pois além do conteúdo estomacal não analisado, a literatura apresentou dados divergentes sobre o recurso predominante

na dieta de espécies como *Oligosarcus hepsetus* e *Rhamdia quelen*. Além disso, a menor abundância de determinadas espécies que exploram recursos em comum (e.g., *Hoplias malabaricus*, n=1; *Salminus brasiliensis*, n=1; e *Cichla ocellaris*, n=2) não seria suficiente para a representatividade da guilda trófica. Assim, a seleção das guildas considerando uma dieta abrangente possibilitou melhor agrupamento das espécies de peixe.

Em virtude da maioria das espécies apresentarem porte pequeno, grande parte do tecido muscular do corpo dos peixes foi retirado e armazenado em freezer, utilizando-se amostras individuais para análise da composição isotópica e da concentração de Hg. O sedimento foi armazenado em freezer e a água foi mantida refrigerada até a determinação de Hg.

4.2.2 Análise das gônadas

A fim de evitar a influência da ontogenia das espécies sobre a alimentação, o estudo foi realizado considerando indivíduos adultos, cujo estágio de maturação gonadal foi analisado macroscopicamente. Os exemplares foram distribuídos em uma escala de maturidade sexual de acordo com Vazzoler (1996), a partir da qual foram selecionados apenas aqueles cujas gônadas apresentassem atividade reprodutiva (Figura 2).



Figura 2: Análise macroscópica das gônadas de um exemplar de *Astyanax paraguayensis*, com comprimento total de 10,9 cm, em estágio maduro de reprodução. **Fonte:** Projeto Piabanha (2013).

4.3. Análise química

4.3.1 Composição elementar e isotópica de C e N em peixes

As amostras de tecido muscular foram liofilizadas e homogeneizadas. Em seguida, foram pesados aproximadamente 0,4 mg do tecido muscular em cápsulas de estanho. A determinação dos teores de carbono e nitrogênio foi realizada no Analisador Elementar Flash 2000 (Organic elemental analyzer - Thermo Scientific) no LCA/CBB/UENF. Os valores foram expressos em percentual (%) e a precisão obtida com três repetições realizadas a cada 20 amostras. O nível de reprodutibilidade analítica dentro da mesma amostra foi a partir de 95 % (Meyers, 1994). O limite de detecção para C e N foi 0,05 %, 0,02 %, respectivamente.

Para a determinação dos isótopos estáveis de C e N (razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) foram pesados cerca de 0,4 mg de tecido muscular em cápsulas de estanho. As razões isotópicas foram determinadas no LCA/CBB/UENF em espectrômetro de massa de razão isotópica Thermo Finnigan Delta V Advantage acoplado a analisador elementar Flash 2000, onde foi feita a combustão. Os compostos orgânicos, oxidados na presença de oxigênio ultrapuro e de catalisador, foram transformados em CO_2 , N_2 e H_2O . Os gases são separados em linha por cromatografia antes da análise isotópica que também se processa em linha. A precisão da análise é de 0,1‰ (Meyers, 1994; Pinegar e Polunin, 2002; Kennedy *et al.*, 2005). A razão isotópica foi obtida como descrito abaixo:

$$\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{amostra}} / R_{\text{padrão}}) - 1] \times 1000$$

onde X pode ser ^{13}C ou ^{15}N , R representa a razão isotópica do isótopo de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) ou nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) e δ corresponde a razão entre isótopos pesados e leves na amostra. O padrão para carbono é o Pee Dee Belemnite limestone (PDB) e para o nitrogênio, o padrão é o N_2 atmosférico, aos quais são atribuídos valores de δX de 0 ‰. A precisão analítica, obtida através de análises de amostras em triplicatas, foi: $\pm 0,2\text{‰}$ para $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. As amostras foram mensuradas em relação aos gases dióxido de carbono e nitrogênio 5.0 analíticos fornecidos pela White Martins. Esses gases foram calibrados em relação ao padrão isotópico de trabalho, ureia, fornecido pelo IVA-Meerbusch- Germany, tendo como referência para $\delta^{13}\text{C}$ o carbonato da

formação Pee Dee (Belemnite) e para o $\delta^{15}\text{N}$ o N_2 atmosférico (Carreira *et al.*, 2002; Kennedy *et al.*, 2005; Barros *et al.*, 2010). Os resultados foram obtidos inicialmente relativos a padrões de trabalho para em seguida serem expressos relativamente.

Tendo em vista que os lipídios possuem valores isotópicos depreciados em $\delta^{13}\text{C}$ (DeNiro e Epstein, 1978; Post *et al.*, 2007), seus respectivos conteúdos nas amostras de peixe foram verificados indiretamente a fim de evitar interpretações errôneas. A razão C/N pode ser utilizada para inferir o teor de lipídios no tecido muscular. De acordo com Post *et al.* (2007), animais aquáticos com razão C/N igual ou inferior a 5% ($\text{C/N} \leq 3,5$) possuem baixo conteúdo lipídico, não interferindo na interpretação dos resultados de $\delta^{13}\text{C}$.

4.3.2 Determinação de Hg em peixes

As amostras de tecido muscular liofilizadas e homogeneizadas foram pesadas (0,1 g) para a determinação de Hg. O processo de digestão consistiu de cinco etapas: (1) adição de 1mL de H_2O_2 e 3 mL $\text{H}_2\text{SO}_4 : \text{HNO}_3$ (1:1) em banho de gelo; (2) bloco digestor a 60°C até completa solubilização da amostra; (3) Após resfriamento, adição de 5 mL KMnO_4 5% e aquecimento a 60°C em bloco digestor por 20 minutos;(4) neutralização do excesso de permanganato (após *overnight*) com cloridrato de hidroxilamina ($\text{HONH}_3\text{Cl} + \text{NaCl}$) a 12%; e (5) filtração em Whatman 40 e aferição a 12 mL com HNO_3 0,5 M (Bastos *et al.*, 1998).

O controle de qualidade analítico e a eficiência da digestão foram verificados pelo uso de material certificado de referência (DORM-3 e iaea-436) do Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca (LREPF/BIOFÍSICA/UFRJ), com percentual de recuperação entre 90,6 e 91,9 %. A precisão do método analítico foi monitorada por meio de triplicatas a cada dez amostras. O coeficiente de variação entre as réplicas foi inferior a 10%. A determinação de Hg foi realizada pelo equipamento Flow Injection Mercury System Perkin Elmer FIMS-400 no LREPF/IBCCF/UFRJ.

4.3.3 Determinação de Hg no sedimento e MPS

O sedimento coletado foi peneirado na fração $<63\mu\text{m}$, liofilizado e macerado em moinho de bolas. O volume de 5 L de água foi coletado em cada ponto de

amostragem para a obtenção do MPS local, por meio da saturação em filtros (GF/F, $\phi 47$ mm).

A determinação de Hg no sedimento foi realizada considerando uma alíquota de 0,5 g de material seco. O MPS de cada ponto de coleta foi representado por uma amostra composta de três filtros do ponto, de forma a dar representatividade a massa de material necessária a detecção de Hg.

O processo de digestão consistiu de cinco etapas: (1) adição de 2 mL de H₂O Milli-Q e 8 mL de água régia (3HCl:1HNO₃); (2) bloco digestor a 60°C durante 1h; (3) adição de 5 mL de H₂O Milli-Q e 10 mL de KMnO₄ a 5%, após resfriamento; (4) aquecimento à 60°C durante 30 minutos; e (5) filtração em papel Whatman 40 e aferição a 50 mL com água Milli-Q (Bastos *et al.*, 1998).

A matriz sedimentar foi digerida em triplicata e o coeficiente de variação analítico entre as réplicas foi inferior a 10%, observando-se a eficiência da digestão por meio de materiais de referência certificados. A determinação de Hg foi realizada pelo Flow Injection Mercury System Perkin Elmer FIMS-400 no LREPF/IBCCF/UFRJ.

4.4 Análises estatísticas

A normalidade dos dados e a homogeneidade das variâncias foram testadas pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Diferenças no nicho trófico das guildas foram verificadas entre os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e entre $\delta^{15}\text{N}$ pela Anova com teste de Tukey *a posteriori*.

A amplitude do nicho isotópico foi quantificada através da área padrão da elipse corrigida para o tamanho da amostra (SEAc), calculada através da ferramenta Stable Isotope Bayesian Ellipses em R (SIBER - Jackson *et al.*, 2011), disponível no pacote Stable Isotope Analysis no programa R (SIAR- Parnell e Jackson, 2013) (R Development Core Team 2014)

As variâncias isotópicas de carbono e de nitrogênio entre as guildas foram verificadas estatisticamente pelo teste *F*. Os valores de *p* gerados por este teste fornecem dados adicionais aos resultados de sobreposição de nicho, indicando se a amplitude dos recursos explorados sobrepôs em função de uma similaridade no uso dos recursos basais e/ou na estrutura vertical da teia alimentar.

Para atender às premissas da Anova, os dados de Hg foram transformados a partir de uma função de verossimilhança máxima (BoxCox) para cálculos estatísticos. O teste de Tukey *a posteriori* foi realizado para comparações múltiplas de média considerando um intervalo de confiança de 95%. As análises envolvendo as concentrações de Hg nas guildas tróficas não levaram em consideração os dados extremos (outliers). A concentração de Hg entre as matrizes sedimento e MPS foi testada estatisticamente através do teste *t* a 95% de confiança.

Por fim, em virtude do Hg sofrer incrementos ao longo da cadeia alimentar e o isótopo de nitrogênio ser um indicador da posição trófica, uma regressão linear foi realizada para testar a relação entre a concentração de Hg transformada em log e o $\delta^{15}\text{N}$. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2014).

5. Resultados

Dentre as 22 espécies de peixes coletadas, 10 eram carnívoras (6 pelágicas e 4 demersais), 9 onívoras (4 pelágicas e 5 demersais) e 3 detritívoras demersais (Tabela III).

De acordo com a tabela III, nota-se que os carnívoros pelágicos apresentaram a maior amplitude em tamanho: 40,2 % em relação às demais guildas. *Oligosarcus hepsetus* apresentou uma elevada variação no comprimento (25,7 %), e os maiores comprimentos foram provenientes das espécies piscívoras *Cichla ocellaris* e *Salminus brasiliensis*. As espécies carnívoras demersais não apresentaram grande amplitude de tamanho (14,8 %), exceto a espécie *Crenicichla lacustris* (20,5 %), cuja abundância (n= 21) pode ter influenciado a maior variabilidade de comprimento em relação às demais espécies. Essa guilda também foi constituída por um predador topo de cadeia, *Hoplias malabaricus*, cuja abundância foi baixa e similar aos piscívoros pelágicos (n= 2).

Hoplias malabaricus é uma espécie de peixe que ocorre em todas as bacias hidrográficas da América do Sul. Conhecida popularmente como traíra, esta espécie é sedentária e bem adaptada a ambientes lênticos como lagoas, lagos e barragens. A dispersão deste peixe pode também abranger sistemas lóticos como rios de pequeno e grande porte, no entanto em menor representatividade (Godoy, 1975), o que favorece a reduzida quantidade de exemplares capturados.

Os onívoros pelágicos apresentaram a menor variabilidade no comprimento (8,8 %) e foram representados exclusivamente por espécies do gênero *Astyanax*, conhecidos popularmente como lambaris. Esses peixes possuem porte pequeno, com intervalo de tamanho entre 9,5 cm (*Astyanax giton*) e 14,5 cm (*Astyanax janeiroensis*) (Tabela III). As espécies *Pimelodella lateristriga*, *Pimelodus fur* e *Pachyurus adpersus* (Tabela III) foram os onívoros demersais mais abundantes.

A guilda de peixes detritívoros também apresentou exemplares com baixa variabilidade (16,5 %) em tamanho. Esta guilda foi formada por apenas três espécies, todas da família Loricariidae, conhecidas popularmente como cascudos: *Loricariichthys castaneus*, *Hypostomus affinis* e *Hypostomus auroguttatus*. A guilda detritívora apresentou o maior comprimento total médio (30,1 cm) e a espécie

Hypostomus affinis alcançou os maiores tamanhos, seguida de *Loricariichthys castaneus* (Tabela III).

Tabela III: Distribuição das espécies em guildas tróficas com os dados de comprimento total (cm), $\delta^{13}\text{C}$ (‰), $\delta^{15}\text{N}$ (‰) e concentração de Hg (ng.g⁻¹ peso seco).

Guildd trófica	Espécies	n (total)	n (Hg)	n (isótopo)	CT (cm) média \pm DP (mínimo - máximo)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰) média \pm DP (mínimo - máximo)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰) média \pm DP (mínimo - máximo)	Hg (ng/g) média \pm DP (mínimo - máximo)
Carnívoro pelágico	<i>Oligosarcus hepsetus</i>	67	62	25	16,3 \pm 4,2 (8,1 a 23,4)			
	<i>Salminus brasiliensis</i>	2	2	1	32,5 \pm 17,0 (20,5 a 44,5)			
	<i>Cichla ocellaris</i>	2	2	2	24,6 \pm 10,5 (17,2 a 32,0)	-18,4 \pm 1,11	13,8 \pm 0,7	216,3 \pm 82,4
	<i>Gymnotus sylvius</i>	1	1	1	21,6	-20,4 a -15,4	12,4 a 15,1	58,5 a 452,6
	<i>Gymnotus carapo</i>	1	1	1	24,2			
	<i>Aequidens sp</i>	1	1	1	7,9			
Carnívoro demersal	<i>Crenicichla lacustris</i>	20	18	21	17,1 \pm 3,5 (12,5 a 29,2)			
	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	7	4	7	20,6 \pm 2,0 (16,8 a 22,5)	-19,5 \pm 1,9	13,3 \pm 0,9	185,3 \pm 134,7
	<i>Rhamdia quelen</i>	2	2	1	27,6 \pm 0,9 (26,9 a 28,3)	-22,7 a -14,0	11,2 a 14,8	26,0 a 539,0
	<i>Hoplias malabaricus</i>	2	2	1	31 \pm 8,1 (25,4 a 36,6)			
Onívoro pelágico	<i>Astyanax parahybae</i>	43	40	10	11,2 \pm 0,9 (9,6 a 13,1)			
	<i>Astyanax giton</i>	16	16	7	11,4 \pm 1,03 (9,5 a 13,8)	-20,7 \pm 1,9	12,1 \pm 1,2	197,2 \pm 85,6
	<i>Astyanax janeiroensis</i>	16	16	7	12,6 \pm 1,2 (10,4 a 14,5)	-24,8 a -17,9	10,0 a 14,1	43,1 a 432,0
	<i>Astyanax hastatus</i>	1	1	0	11,7			
Onívoro demersal	<i>Pimelodella lateristriga</i>	59	58	7	14,3 \pm 2,2 (11,2 a 23,0)			
	<i>Pimelodus fur</i>	39	38	13	19,6 \pm 3,4 (14,1 a 24,4)	-17,6 \pm 1,6	13,9 \pm 0,7	277,9 \pm 181,7
	<i>Pachyurus adspersus</i>	32	30	9	18,5 \pm 3,7 (14,1 a 26,0)	-20,0 a -14,2	11,8 a 15,5	22,3 a 746,4
	<i>Leporinus conirostris</i>	3	3	2	26,3 \pm 0,7 (25,8 a 26,8)			
	<i>Apareiodon sp</i>	2	2	1	12,4			
Detritívoro demersal	<i>Loricariichthys castaneus</i>	8	7	7	30,4 \pm 5,8 (23,6 a 36,0)	-18,3 \pm 2,0	13,3 \pm 0,7	253,9 \pm 155,0
	<i>Hypostomus affinis</i>	4	4	4	32,2 \pm 8,4 (21,5 a 40,6)	-22,5 a -14,3	12,3 a 14,4	75,9 a 483,5
	<i>Hypostomus auroguttatus</i>	2	2	2	24,8 \pm 1,1 (24,0 a 25,6)			

n (total): abundância total de exemplares coletados por espécie.

n (Hg): número de exemplares considerados para as análises estatísticas envolvendo os teores de Hg.

n (isótopo): número de exemplares utilizados para as análises isotópicas.

Os onívoros demersais foram responsáveis pela assinatura média mais pesada de $\delta^{13}\text{C}$, seguido dos carnívoros pelágicos e detritívoros demersais cujas médias isotópicas de carbono foram estatisticamente similares (Tabela III; Figura 3; Tabela IV). Os carnívoros demersais apresentaram assinaturas médias de $\delta^{13}\text{C}$ intermediárias, assemelhando-se estatisticamente aos onívoros pelágicos ($p=0,11$), cujos valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram os mais leves (Tabela III; Figura 3; Tabela IV). Os onívoros demersais apresentaram a assinatura mais pesada de $\delta^{15}\text{N}$, enquanto os pelágicos a mais leve, diferindo estatisticamente ($p<0,001$). Os valores isotópicos de $\delta^{15}\text{N}$ entre as demais guildas tróficas de peixes foram similares aos onívoros demersais (Tabela III; Figura 3; Tabela IV).

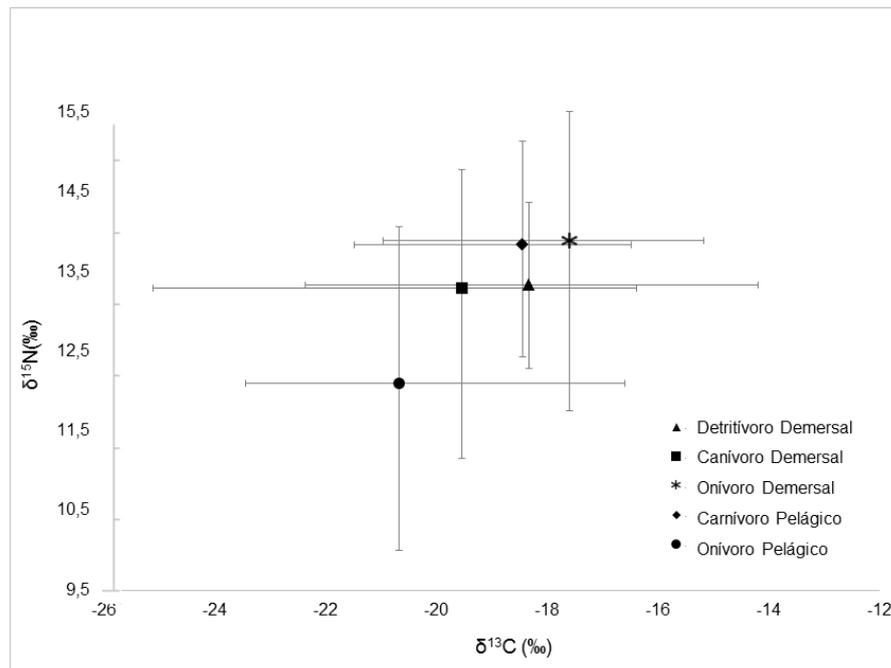


Figura 3: Média e variação (mínimo e máximo) das assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul.

Tabela IV: Resultado do teste de Tukey *a posteriori* entre as assinaturas isotópicas das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul. Na esquerda inferior são os valores de p das comparações entre $\delta^{13}\text{C}$, e direita superior estão os valores de p das comparações entre $\delta^{15}\text{N}$.

	Carnívoro pelágico	Carnívoro demersal	Onívoro pelágico	Onívoro demersal	Detritívoro demersal
Carnívoro pelágico		0,09	*	0,99	0,36
Carnívoro demersal	0,09		*	0,06	0,99
Onívoro pelágico	*	0,11		*	*
Onívoro demersal	0,32	*	*		0,28
Detritívoro demersal	0,99	0,22	*	0,71	

* $p < 0,001$

A Figura 4 mostra a área de nicho isotópico representada pelo valor da área padrão da elipse corrigida (SEAc), cujos valores foram crescentes seguindo as guildas: carnívoros pelágicos ($1,03\% \text{‰}^2$) < onívoros demersais ($1,86\% \text{‰}^2$) < detritívoros demersais ($2,66\% \text{‰}^2$) < carnívoros demersais ($2,76\% \text{‰}^2$) < onívoros pelágicos ($3,15\% \text{‰}^2$).

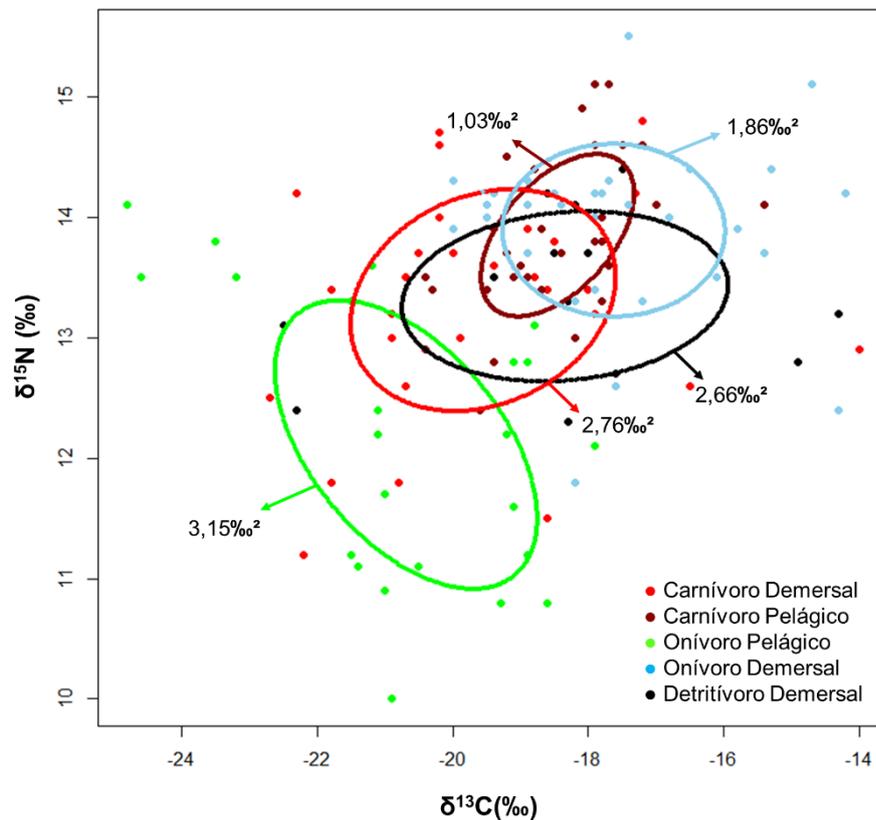


Figura 4: Dispersão dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e as áreas do nicho isotópico das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior rio Paraíba do Sul. Os valores em ‰² representam a dimensão da SEAc, representativa do nicho isotópico.

Os carnívoros pelágicos apresentaram a menor área de nicho devido suas variâncias de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ serem estatisticamente menores em relação as demais guildas tróficas (Tabelas V e VI). Os carnívoros pelágicos compartilharam grande área do seu nicho com os demersais (Figura 4), cujas variâncias isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ não diferiram estatisticamente (Tabelas V e VI). Os onívoros pelágicos apresentaram a maior amplitude de nicho em virtude de suas variâncias (tanto de $\delta^{15}\text{N}$ quanto de $\delta^{13}\text{C}$) serem muito elevadas (Tabelas V e VI). Esta guilda compartilhou seu nicho apenas com os detritívoros e carnívoros demersais (Figura 4) e, embora a área sobreposta tenha sido pequena, nenhuma diferença significativa foi observada entre as variâncias (Tabelas V e VI).

Tabela V: Variância isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul.

Guildas	Variância Isotópica (‰)	
	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
Carnívoro pelágico	0,43	1,23
Carnívoro demersal	0,81	3,69
Onívoro pelágico	1,37	3,57
Onívoro demersal	0,49	2,61
Detritívoro demersal	0,45	5,31

Tabela VI: Resultado das comparações estatísticas entre as variâncias de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul.

Guildas		$\delta^{15}\text{N}$		$\delta^{13}\text{C}$		
		Teste F	p (95%)	Teste F	p (95%)	
Carnívoro pelágico	x	Carnívoro demersal	0,536	0,090	0,334	0,003
Onívoro pelágico	x	Onívoro demersal	0,362	0,008	0,720	0,400
Carnívoro pelágico	x	Onívoro pelágico	0,319	0,003	0,345	0,006
Carnívoro demersal	x	Detritívoro demersal	0,558	0,280	1,430	0,410
Carnívoro demersal	x	Onívoro demersal	1,640	0,176	1,414	0,340
Onívoro demersal	x	Detritívoro demersal	0,919	0,920	2,030	0,110
Onívoro pelágico	x	Carnívoro demersal	1,679	0,186	0,969	0,949
Onívoro pelágico	x	Detritívoro demersal	3,007	0,051	0,674	0,401
Onívoro demersal	x	Carnívoro pelágico	1,133	0,735	2,110	0,043
Carnívoro pelágico	x	Detritívoro demersal	1,041	0,870	4,300	0,001

5.1 Concentração de Hg nas guildas tróficas

As concentrações médias de Hg não acompanharam a hierarquia trófica das guildas, distribuindo-se da seguinte forma: onívoro demersal (277,9) > detritívoro demersal (253,9) > carnívoro pelágico (216,3) > onívoro pelágico (197,2) > carnívoro demersal (185,3) (Tabela III; Figura 5). A maioria das guildas apresentou sobreposições nas concentrações de Hg, exceto os onívoros demersais cujas concentrações foram significativamente maiores que os carnívoros demersais e os onívoros pelágicos (Figura 5).

As guildas tróficas apresentaram concentrações médias de Hg abaixo dos limites máximos estipulados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA

(500 ng.g⁻¹ e 1000 ng.g⁻¹ para peixes não predadores e predadores, respectivamente) (Anvisa, 1998) permitidos para consumo. No entanto, considerando o intervalo da concentração de Hg observa-se que algumas guildas tróficas apresentaram concentrações deste contaminante acima de 500 ng.g⁻¹ (Tabela III; Figura 5). Dentre estas guildas, alguns indivíduos das espécies *Trachelyopterus striatulus*, *Pimelodella lateristriga* e *Pimelodus fur* apresentaram concentrações de Hg acima do limite permitido (Tabela VII).

Tabela VII: Abundância e porcentagem relativa dos indivíduos cujas concentrações de Hg ultrapassaram o limite máximo (500 ng.g⁻¹) estipulado pela ANVISA.

Guilda trófica	Espécies	n (Hg)	n acima do limite (ANVISA)	% acima do limite (ANVISA)
Carnívoro pelágico	<i>Oligosarcus hepsetus</i>	62	---	---
	<i>Salminus brasiliensis</i>	2	---	---
	<i>Cichla ocellaris</i>	2	---	---
	<i>Gymnotus sylvius</i>	1	---	---
	<i>Gymnotus carapo</i>	1	---	---
	<i>Aequidens sp</i>	1	---	---
Carnívoro demersal	<i>Crenicichla lacustris</i>	18	---	---
	<i>Trachelyopterus striatulus</i>	4	1	25%
	<i>Rhamdia quelen</i>	2	---	---
	<i>Hoplias malabaricus</i>	2	---	---
Onívoro pelágico	<i>Astyanax parahybae</i>	40	---	---
	<i>Astyanax giton</i>	16	---	---
	<i>Astyanax janae</i>	16	---	---
	<i>Astyanax hastatus</i>	1	---	---
Onívoro demersal	<i>Pimelodella lateristriga</i>	58	9	16%
	<i>Pimelodus fur</i>	38	9	24%
	<i>Pachyurus adspersus</i>	30	---	---
	<i>Leporinus conirostris</i>	3	---	---
	<i>Apareiodon sp</i>	2	---	---
Detritívoro demersal	<i>Loricariichthys castaneus</i>	7	---	---
	<i>Hypostomus affinis</i>	4	---	---
	<i>Hypostomus auroguttatus</i>	2	---	---

n (Hg): número de exemplares considerados para as análises estatísticas envolvendo os teores de Hg.

A regressão linear utilizada para testar a relação entre Hg total e $\delta^{15}\text{N}$ foi significativa ($p= 0,02$), indicando que o contaminante sofreu incrementos com o aumento dos valores isotópicos de nitrogênio. Embora as variáveis apresentem uma

relação positiva, apenas 24% da concentração de Hg variou em função de $\delta^{15}\text{N}$, como explicado pelo baixo valor de R (0,24) (Figura 6).

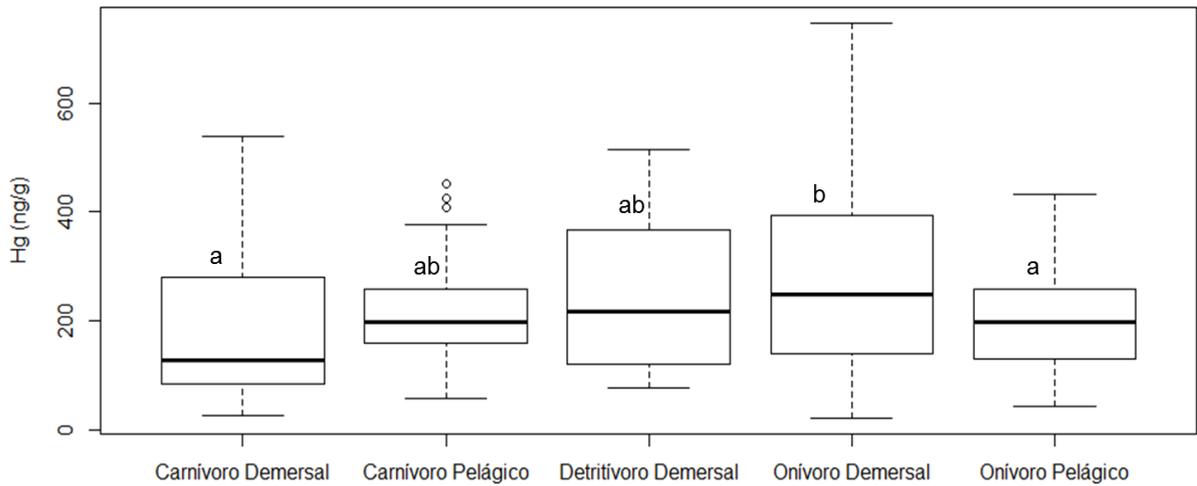


Figura 5: Concentração média de Hg entre as guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul, com seus respectivos desvio padrão e outline. As letras (a,b) foram utilizadas para representar as similaridades e diferenças estatísticas do teste de Tukey.

Considerando as matrizes abióticas, o teor de Hg foi significativamente maior no sedimento comparado ao MPS, corroborando a matriz sedimentar como potencial acumuladora deste contaminante e sua influência sobre a fauna bentônica (Figura 7).

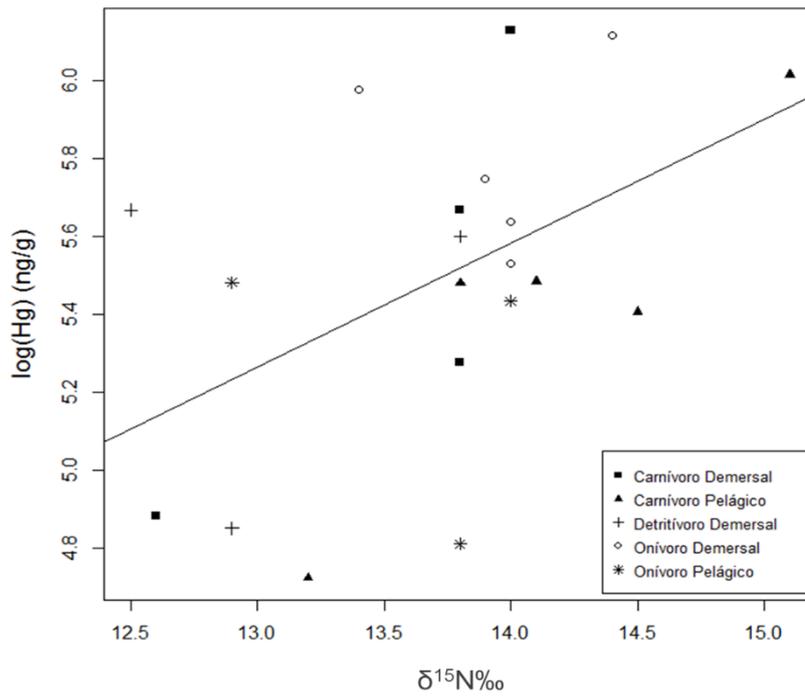


Figura 6: Relação entre a concentração de Hg e $\delta^{15}\text{N}$ das guildas tróficas de peixes da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul.

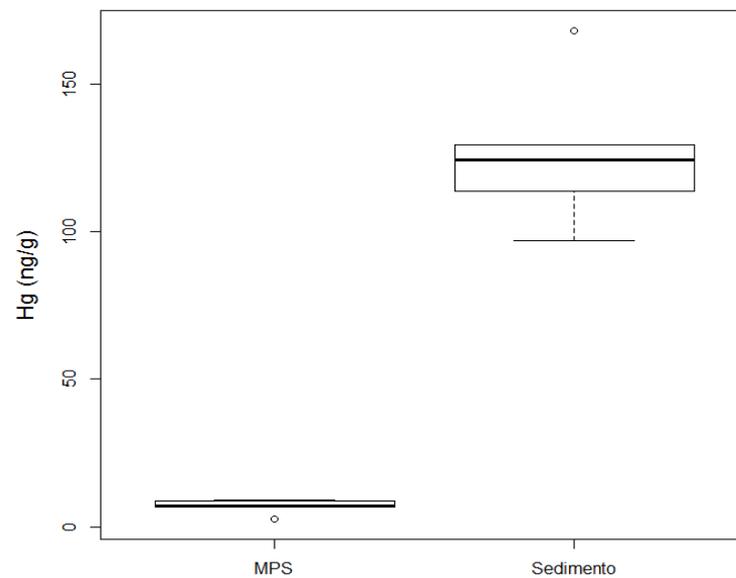


Figura 7: Concentração média de Hg no material particulado em suspensão (MPS) e no sedimento da Bacia Inferior do rio Paraíba do Sul, com seus respectivos desvio padrão e outline.

6. Discussão

6.1 Assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ como indicadores da fonte alimentar e posição trófica das guildas

A composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ é utilizada para descrever as fontes de energia que sustentam as cadeias alimentares aquáticas e diferenças em suas assinaturas discriminam o uso do habitat pelágico e demersal entre as guildas tróficas em estudo (DeNiro e Epstein, 1978; Vander Zanden *et al.*, 1997; Fry, 2008). A cadeia pelágica, por exemplo, pode ter o carbono derivado do fitoplâncton, importante produtor primário na superfície dos corpos d'água, cuja composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ é leve (France, 1995b; Hobson, 1999; Vander Zanden e Vadeboncouer, 2002; Martinelli *et al.*, 2009). Figueiredo *et al.* (2011) e Mazurec (2003) analisaram a composição isotópica de alguns compartimentos da bacia de drenagem do baixo Paraíba do Sul e de acordo com a assinatura de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) do sedimento amostrado no presente estudo (-21,9 a -23,6; $-22,9 \pm 0,7$) (dados não publicados) segue-se que o fitoplâncton (-23,6 ‰), a fração grosseira de solos ripários (-22,0 a -24,5 ‰), a fração fina de solos ripários (-22,4 a -23,3 ‰), os solos superficiais de pastagem (-18,8 a -24,0 ‰) e os solos de plantação (-17,5 a -22,4 ‰) sejam importantes fontes de carbono sustentando a cadeia bentônica.

Os valores mais pesados em $\delta^{13}\text{C}$ revelaram uma cadeia alimentar preferencialmente bentônica para os onívoros demersais, refletindo seu habitat de fundo, enquanto as assinaturas mais leves indicaram uma cadeia tipicamente pelágica para os onívoros pelágicos, corroborando sua preferência pela superfície da coluna d'água. Os carnívoros foram as guildas tróficas cujas dietas não integraram o sinal isotópico da cadeia alimentar referente aos seus respectivos habitats. A diferença estatística encontrada nas assinaturas isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ entre onívoros e carnívoros demersais indica que, embora os carnívoros sejam representados por peixes de fundo sua alimentação derivou principalmente da cadeia pelágica, da mesma forma que ocorreu para os carnívoros pelágicos, cuja similaridade com as assinaturas isotópicas mais pesadas das guildas demersais revelou a importância de fontes bentônicas em sua alimentação.

A conexão entre os habitats é possibilitada em ambientes rasos, uma vez que os habitats pelágico e demersal não são claramente distinguidos, o que permite que as espécies constituintes das guildas tróficas transitem entre a superfície e o fundo em busca de alimentos, e/ou que a migração seja realizada pelas próprias presas. Neste estudo, a profundidade das áreas de coleta não ultrapassou 4 m (RPO= 3,72 m; ITA= 3,7 m; SSP= 3,61 m; RDR= 2,53 m) (Projeto Piabanha, 2013), de modo que o ponto localizado em São Fidélis foi o ambiente mais raso (SFI= 2,15 m) (Projeto Piabanha, 2013). Garcia *et al.* (2006) ao estudarem a estrutura trófica no lago Nicola, sul do Brasil, verificaram que macrófitas constituíam a principal fonte de carbono para as espécies de peixe. Este estudo reforça a existência da conexão entre os habitats pelágico e bentônico em ambientes rasos, tendo em vista que a ictiofauna amostrada no lago Nicola, composta principalmente por espécies de habitat de fundo, assimilaram o carbono isotópico de produtores que habitam a superfície da coluna d'água.

As médias similares de $\delta^{15}\text{N}$ entre os peixes carnívoros, detritívoros demersais e os onívoros demersais levaram a considerar que essas guildas estão no mesmo nível trófico. O aumento significativo dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos produtores primários relativos aos carnívoros de topo, conforme pode ser observado nas pesquisas de Pereira *et al.* (2010), Bisi *et al.* (2012), Di Benedetto *et al.* (2012) e Burrell *et al.* (2013), confirmam o enriquecimento do nitrogênio isotópico ao longo das cadeias alimentares e sua utilidade como marcador trófico.

A similaridade aos onívoros demersais indicou que os carnívoros são predadores intermediários. Isto provavelmente ocorre devido a presença de consumidores não vorazes na mesma área, tendo em vista a abundância de espécies como *Rhamdia quelen*, *Crenicichla lacustris* e *Trachelyopterus striatulus*. De acordo com a literatura, estas espécies alimentam-se de insetos, crustáceos, moluscos e peixes (Gomiero *et al.*, 2007; Dias *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2009). *Oligosarcus hepsetus* é uma espécie preferencialmente piscívora, alimentando-se de peixes com portes e níveis tróficos inferiores (Araújo *et al.*, 2005; Botelho *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2014). A menor representatividade de piscívoros na amostragem, como *Hoplias malabaricus*, *Salminus brasiliensis* e *Cichla ocellaris*, considerados topo de cadeia

(Suarez *et al.*, 2001; Bozza e Hahn, 2010), possivelmente contribuiu para a menor posição trófica desta guilda em relação as demais.

As assinaturas de $\delta^{15}\text{N}$ dos onívoros e detritívoros demersais, foram similares aos carnívoros, denotando sua preferência por fontes alimentares de origem animal. A média significativamente menor de $\delta^{15}\text{N}$ dos onívoros pelágicos posicionou-os em nível trófico inferior às demais guildas, indicando que suas presas estavam mais próximas à base da cadeia alimentar. Em geral, a alimentação das espécies do gênero *Astyanax* é baseada em insetos e material vegetal (Esteves, 1996; Vilella *et al.*, 2002; Mazzoni *et al.*, 2010), o que corrobora seu nível trófico inferior.

6.2 Dimensão do nicho isotópico e variância de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$

A menor área de nicho isotópico dos carnívoros pelágicos indica que esta guilda explorou uma gama mais específica de recursos e sua seletividade alimentar refletiu-se tanto no uso das fontes basais, quanto na diversidade de presas, tendo em vista que esses peixes apresentaram as menores variâncias de carbono e nitrogênio. Considerando que os carnívoros pelágicos utilizam preferencialmente os recursos da cadeia bentônica, a menor variância em $\delta^{13}\text{C}$ indica que esta guilda possuiu pouca variabilidade sobre os recursos provenientes de outras fontes basais. A menor variância de $\delta^{15}\text{N}$ sugere que estes peixes consumiram uma baixa variedade de presas, cujo espectro de níveis tróficos foi semelhante às demais guildas demersais, uma vez que os valores médios de $\delta^{15}\text{N}$ foram semelhantes entre as mesmas.

Segundo Bearhop *et al.* (2004), as variâncias isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ refletem a amplitude de recursos explorados, contribuindo para caracterizar a estratégia alimentar adotada pelas espécies de peixe. Desse modo, a especialização é definida como uma estratégia alimentar cuja dieta é limitada a um número relativamente pequeno de presas, enquanto os generalistas são espécies que consomem uma diversidade de itens alimentares e, portanto, apresentam alta plasticidade trófica (Gerking, 1994). As variâncias de carbono indicam a participação de diferentes vias tróficas na alimentação do consumidor. As variâncias de nitrogênio indicam o grau de diversidade de itens que integram a dieta; a equitabilidade das presas ingeridas, detectando a sincronia dos itens que participam da alimentação; e o espectro de níveis tróficos que constituem a dieta das próprias presas (Bearhop *et al.*, 2004).

Os carnívoros pelágicos parecem sofrer a maior pressão competitiva, pois todo nicho isotópico representativo desta guilda inseriu-se no nicho das guildas demersais. A especificidade alimentar dos carnívoros pelágicos por uma faixa de recurso comum às demais guildas pode ser uma característica bem sucedida se a disponibilidade de alimentos utilizados for ampla e renovável. No entanto, se os recursos não forem mantidos, os especialistas tornam-se vulneráveis, devendo explorar itens alimentares alternativos como estratégia à competição, caso contrário, podem ser excluídos (Odum, 1969; Roughgarden, 1974; Begon *et al.*, 2007). Jakovac *et al.* (2006), estudando uma comunidade de peixes associada a macrófitas aquáticas no rio Solimões, Amazônia Central, elucidou a influência da abundância de recursos sobre a coexistência de espécies. Os autores verificaram que nos períodos de maior vazão do rio a abundância de macrófitas aumentava e criava um mosaico de microhabitats e recursos alimentares, capazes de sustentar inúmeras espécies de peixes de uma mesma categoria trófica.

As guildas tróficas demersais apresentaram nichos mais amplos ($2,76\text{‰}^2$, $2,66\text{‰}^2$, $1,86\text{‰}^2$ - carnívoro, detritívoro e onívoro, respectivamente) que os carnívoros pelágicos ($1,03 \text{‰}^2$). Essa maior plasticidade trófica derivou principalmente das variâncias isotópicas de carbono, uma vez que foram significativamente maiores ($p < 0,04$). A maior variabilidade na utilização de fontes de carbono elucidou a participação da cadeia pelágica na alimentação das guildas demersais. Essa estratégia diminuiu a redundância trófica com os carnívoros pelágicos e minimiza os efeitos da competição sobre esta guilda ao diferenciar uma faixa de exploração de recursos. De acordo com Layman (2007a), o tamanho do nicho isotópico é influenciado pela plasticidade alimentar das espécies, assim as maiores dimensões de nicho resultam de uma dieta generalista. A maior variância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ utilizada entre espécies de peixe serve como subsídio para a diversificação trófica na base da teia alimentar (Layman, 2007a).

Apesar de apresentarem nichos mais amplos, a variabilidade alimentar foi semelhante entre os peixes demersais, conforme corroborado pelas sobreposições das variâncias de $\delta^{13}\text{C}$ ($p > 0,1$) e de $\delta^{15}\text{N}$ ($p > 0,1$). Contudo, as similaridades tróficas parecem mais acentuadas entre carnívoros e onívoros demersais, pois diferente dos detritívoros estes peixes não consomem matéria orgânica, predando sobre

organismos vivos. Apesar das variâncias isotópicas serem redundantes, a coexistência entre estas guildas tróficas pode ser alcançada se os recursos compartilhados não forem limitantes. Em geral, os ecossistemas fluviais tropicais apresentam uma grande disponibilidade de recursos decorrente principalmente de seu regime hidrológico. Em geral, nos períodos de cheia os rios expandem-se, inundando a vegetação marginal, e estas flutuações sazonais alteram a abundância e a diversidade de presas e habitats (Abelha *et al.*, 2001), podendo promover equilíbrio entre as relações competitivas (Begon *et al.*, 2007).

Delong *et al.* (2011) verificaram no rio Missouri, EUA, redução no tamanho do nicho e na distância entre nichos de espécies de peixes em função de uma diminuição no regime hidrológico. Os autores atribuíram o encurtamento da cadeia alimentar à perda na diversidade de recursos basais. Oliveira (2003) verificou modificações no posicionamento trófico da espécie *Colossoma macropomum*, conhecido popularmente como tambaqui, em virtude de mudanças hidrológicas no lago Camaleão, Amazônia Central. Este peixe apresentou um aumento significativo em $\delta^{15}\text{N}$ no período de seca devido a participação efetiva do zooplâncton em sua dieta, enquanto no período de cheia a inundação da vegetação marginal aumentou a disponibilidade de itens vegetais, cujo valor nutricional é menor comparado aos itens de origem animal. Isso reduziu a posição trófica do tambaqui durante esta estação. Wantzen *et al.* (2002) estudaram a composição isotópica de uma comunidade de peixes do bioma Pantanal e observaram alterações nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre as estações de seca e cheia. Os autores verificaram um aumento no $\delta^{15}\text{N}$ e concluíram que esta modificação no nível trófico decorreu da maior disponibilidade de recursos alimentares.

A maior área de nicho isotópico dos onívoros pelágicos ($3,15\%_o^2$) indica que estes peixes apresentaram a maior amplitude trófica. Esta amplitude derivou principalmente da variância estatisticamente maior de nitrogênio (1,37), consumindo uma variedade de presas de níveis tróficos baixos, uma vez que sua assinatura isotópica de $\delta^{15}\text{N}$ foi significativamente menor ($12,1 p < 0,01$) em relação às demais guildas.

A maior amplitude de nicho dos onívoros pelágicos (variâncias $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ iguais a 1,37 e 3,57, respectivamente) pode ser uma estratégia adotada por esta

guilda trófica a fim de conduzir a um forrageamento interespecífico diferenciado, tendo em vista a preferência alimentar da maioria das espécies do gênero *Astyanax* por insetos e material vegetal (Esteves, 1996; Vilella *et al.*, 2002; Mazzoni *et al.*, 2010). Os onívoros pelágicos apresentaram o menor grau de similaridade trófica entre as guildas, uma vez que seu espaço de nicho não foi compartilhado pela maioria e as áreas sobrepostas foram pequenas.

6.3 Contaminação das guildas tróficas por Hg e uso deste contaminante como indicador do estado trófico

A bioacumulação de Hg nos organismos pode ser influenciada por características biológicas como tipo de alimentação, posição trófica, quantidade e tamanho das presas ingeridas, tamanho corporal da espécie, idade e particularidades fisiológicas como metabolismo e velocidade de excreção do contaminante (Kasper *et al.*, 2007). Apesar do comprimento influenciar as concentrações de Hg, tendo em vista a relação positiva e significativa encontrada entre esta variável e o contaminante em muitos trabalhos (Costa e Lacerda, 2009; Kehrig e Malm, 2011; Gewurtz *et al.*, 2011), no presente estudo o comprimento dos indivíduos que compõem as guildas não parece influenciar os teores de Hg. O comprimento apresentou baixo coeficiente de variação quando considerada todas as guildas tróficas (< 16,5 %), excetuando-se a guilda carnívora pelágica que, apesar da maior variabilidade em tamanho (40,23 %), sua concentração de Hg não diferiu em relação às demais guildas tróficas, além de ter apresentado a menor variação no teor deste contaminante (Figura 5). Adicionalmente, as maiores amplitudes da concentração de Hg foram encontradas nas guildas que apresentaram menor variabilidade no comprimento dos peixes (onívoros demersais e carnívoros demersais), reforçando a hipótese de que a variável comprimento não está influenciando as diferenças encontradas entre os teores de Hg nas guildas tróficas desse estudo.

Dentre os fatores biológicos, as relações tróficas parecem ser as mais relevantes visto que as espécies carnívoras topo de cadeia apresentam concentrações de Hg significativamente maiores do que o observado para aquelas situadas em níveis tróficos inferiores (Carvalho *et al.*, 2008; Eagles-Smith *et al.*, 2008; Kehrig e Malm, 2011).

Neste estudo, as guildas não se distribuíram seguindo uma hierarquia alimentar. Suas similaridades na utilização dos recursos foi fator determinante para as sobreposições nos teores de Hg. Como resultado, a capacidade de biomagnificação deste contaminante e sua relação com $\delta^{15}\text{N}$ não foi clara. A distribuição das espécies em categorias tróficas mais especializadas provavelmente reduziria a amplitude de recursos e a sobreposição de nichos. Nos estudos de Di Benedetto *et al.* (2012), Zhang *et al.*, 2012 e Di Benedetto *et al.* (2013a), os consumidores foram agrupados em guildas mais restritas, cujas posições tróficas e níveis de Hg diferiram significativamente. Além disso, suas relações positivas e significativas entre Hg e $\delta^{15}\text{N}$ confirmam a utilidade deste contaminante como marcador trófico.

A concentração de Hg foi comparável entre os carnívoros pelágicos, onívoros demersais e detritívoros demersais como reflexo de suas posições na cadeia alimentar. Aliado a este resultado, a preferência destas guildas pela cadeia bentônica também pode ter contribuído para uma concentração semelhante do elemento, já que suas presas preferenciais estão sob a influência do sedimento.

Em relação aos onívoros e aos carnívoros demersais, as dissimilaridades tróficas contribuíram para as diferenças encontradas nas concentrações de Hg. Entre os onívoros e carnívoros demersais, os teores de Hg parecem diferir em função da cadeia alimentar que participam, já que se posicionam no mesmo nível trófico. Ao contrário dos onívoros demersais, os carnívoros têm sua fonte de energia preferencialmente da cadeia pelágica, conforme indicado por $\delta^{13}\text{C}$.

Conforme observado neste trabalho, o sedimento retém uma concentração significativa do Hg presente na coluna d'água e a preferência dos onívoros demersais, carnívoros pelágicos e detritívoros demersais pela fonte de energia da cadeia bentônica explica a relevância do habitat de alimentação sobre os maiores teores deste contaminante, confirmando a influência desta matriz abiótica sobre a contaminação dos organismos bentônicos. Por outro lado, a concentração de Hg entre os onívoros foi maior nos demersais em virtude de diferenças no posicionamento trófico. O valor de $\delta^{15}\text{N}$ foi mais leve nas guildas pelágicas, indicando nível trófico inferior na cadeia alimentar.

7. Conclusão

Os resultados obtidos corroboram a primeira hipótese do presente estudo. Apesar de a preferência alimentar dos carnívoros demersais pela cadeia pelágica, as guildas que compartilharam o uso do habitat e a posição trófica apresentaram maior grau de similaridade alimentar. Como reflexo de sua fonte de carbono preferencial e de seu nível trófico inferior, os onívoros pelágicos apresentaram amplitude de nicho diferenciada e pouco compartilhada entre às demais guildas tróficas. Os carnívoros e detritívoros demersais também apresentaram nichos mais amplos, indicando que estes peixes possuem plasticidade na seleção de suas presas, conforme registrado nos onívoros.

Tendo em vista que os peixes compartilham uma gama de recursos alimentares, as guildas tróficas não se distribuíram ao longo de uma hierarquia alimentar, refutando a segunda hipótese do presente estudo sobre a distribuição crescente das concentrações de Hg entre as categorias tróficas. Porém, pôde-se verificar a importância do sedimento e do nível trófico sobre a contaminação dos organismos aquáticos, uma vez que a concentração de Hg diferiu estatisticamente entre as guildas que derivaram sua alimentação de fontes de carbono e níveis tróficos diferentes.

8. Referências bibliográficas

- Abelha, M. C. F., Agostinho, A. A., Goulart, E. (2001). Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 23(2): 425- 434.
- Abrantes, K. G., Barnett, A., Bouillon, S. (2014). Stable isotope-based community metrics as a tool to identify patterns in food web structure in east African estuaries. *Functional Ecology*, 28, 270–282.
- Agência Nacional de Águas-ANA (2006): <http://www.ana.gov.br> em 24/05/13.
- Agostinho, A. A., Hahn, N. S., Gomes, L. C., Bini, L. M. (1997). Estrutura trófica. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S. (Ed.) *Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM, cap.II.6, p. 229-248.
- Anvisa (1998). Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Portaria nº 625 de 27 de agosto de 1998. Princípios gerais para o estabelecimento de níveis máximos de contaminantes químicos em alimentos. Disponível em:

http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98htm. Acesso em 02 de setembro de 2014.

Araújo, F. G., Andrade, C. C., Santos, R. N., Santos, A. F.G. N., Santos, L. N. (2005). Spatial and seasonal changes in the diet of *Oligosarcus hepsetus* (Characiformes, Characidae) in a Brazilian reservoir. *Revista Brasileira de Zoologia*, 65(1):1-8.

Bachiller, E., Cotano, U., Boyra, G., Irigoien, X. (2013). Spatial distribution of the stomach weights of juvenile anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) in the Bay of Biscay. *Journal of Marine Science*, 70(2): 362–378.

Barros, G. V., Martinelli, L. A., Novais, T. M. O., Ometto, J. P. H. B., Zuppi, G. M. (2010). Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Science of the Total Environment*, 408: 2226–2232.

Bastos, W. R., Malm, M., Pfeiffer, W. C., Cleary, D. (1998). Establishment and Analytical Quality Control of Laboratories for Hg Determination in Biological and Geological Samples in the Amazon, Brazil. *Ciência e Cultura*, 50(4): 255 – 260.

Bearhop, S., Waldron, S., Fuller, R. A., Macleod, H., Adams, C.E. (2004). Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1007–1012.

Begon, M., Townsend, C. R., Harper, J. L. (2007). *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. (4ed). Porto Alegre: Artmed, 752 p.

Benedito-Cecílio, E.; Araújo-Lima, C. A. R. M.; Forsberg, B. R.; Bittencourt, M. M.; Martinelli, L. A. C. (2000). Carbon sources of Amazonian fisheries. *Fisheries Management and Ecology*, 7: 1-10.

Bisi, T. L., Lepoint, G., Azevedo, A. F., Dorneles, P. R., Flach, L., Das, K., Malm, O., Brito, J. L. (2012). Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators*, 18: 291-302.

Bisinoti, M. C., Jardim, W. F. (2004). O comportamento do Metilmercúrio (MeHg) no ambiente. *Química Nova*, 27(4): 593-600.

Bizerril, C. R. S. F., Primo, P. B. S. (2001). *Peixes de Águas Interiores do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: FEMAR-SEMADS, 148 p.

Boecklen, W. J.; Yarnes, C. T.; Cook, B. A.; James, A. C. (2011). On the use of stable isotopes of trophic ecology. *Annual Review of Ecology and Evolution and Systematics*, 42: 411-440.

Bosley, K. L.; Witting, D. A.; Chambers, R. C.; Wainright, S. C. (2002). Estimating turnover rates of carbon and nitrogen in recently metamorphosed winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* with stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, 236: 233-240.

- Botelho, M. L. L. A., Gomiero, L. M., Braga, F. M. S. (2007). Feeding of *Oligosarcus hepsetus* (Cuvier, 1829) (Characiformes) in the Serra do Mar State Park - Santa Virgínia Unit, São Paulo, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(4):741-748.
- Bozza, A. N. e Hanh, N. S. (2010). Uso de recursos alimentares por peixes imaturos e adultos de espécies piscívoras em uma planície de inundação neotropical. *Biota Neotropica*, 10(3): 217-226.
- Buchheister, A e Latour, R. J. (2010). Turnover and fractionation of carbono and nitrogen isotopes in tissues of migratory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 445-461.
- Buratini, S. A., Brandeli, A. (2008). Bioacumulação. In: Zagatto, P. A., Bertoletti, E. *Ecotoxicologia Aquática Princípios e Aplicações*. 2ed. São Carlos: Rima, p. 55-88.
- Burres, E. D., Duarte, A., Gangloff, M. M., Siefferman, L. (2013). Isotopic trophic guild structure if a diverse subtropical South American fish community. *Ecology os Freshwater Fish*, 22: 66-72.
- Câmara V. M. (1990). O caso de Campos-RJ Estudo do quadro de morbidade causado pela exposição pregressa dos trabalhadores aos fungicidas organo-mercuriais. Riscos e conseqüências do Uso do Mercúrio. Seminário Nacional FINEP/CNPq/MS/IBAMA, Rio de Janeiro p. 229-246.
- Carreira, R. S., Wagener, A. L. R., Readman, J. W., Fileman, T. W., Macko S. A., Veiga, I. (2002). Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. *Marine Chemistry*, 79: 207-227.
- Carvalho, C. E. V., Di Benedetto, A. P. M., Souza, C. M. M., Ramos, R. M. A., Rezende, C. E. (2008). Heavy metal distribution in two cetacean species in Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil. *Journal of Marine Biological Association UK*, 88: 1117-1120.
- Carvalho, M. C. (2008). Uso dos isótopos estáveis de carbono, nitrogênio e enxofre em estudos de ecologia costeira. *Oecol. Bras*, 12(4): 694-705.
- Ceivap e Agevap (2011). Relatório de situação: Bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. Disponível em <http://www.ceivap.org.br/index1.php>. Acesso em 24 de maio de 2013.
- Chen G., Wu, Z., Gu, B., Liu, D., Li, X., Wang, Y. (2011). Isotopic niche overlap of two planktivorous fish in southern China. *Limnology*, 12:151-155.
- Chesson, P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 343-366.
- Clarke, M.R. (1986). *A handbook for the identification of cephalopod beaks*. Claredon Press, Oxford, 273p.
- Costa, B. G., Lacerda, L. D. (2009). Concentração de mercúrio total em Cavala, *Scomberomorus cavalla*, e Serra, *Scomberomorus brasiliensis*, comercializadas nas

bancas de pescada do Mucuripe, Fortaleza, Ceará. *Arquivos de Ciências do Mar*, 42(1): 22 – 29.

Delong, M. D., Thorp, J. H., Thoms, M. C., McIntosh, L. M. (2011). Trophic niche dimensions of fish communities as a function of historical hydrological conditions in a Plains river. *River Systems*, 19, 177–187.

DeNiro, M. J e Epstein, S. (1981). Influence of the diet on the distribution of nitrogen isotopes in animais. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 495-506.

DeNiro, M. J., Epstein, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 495-506.

Di Benedetto, A. P. M; Bittar, V. T., Camargo, P. B., Rezende, C. E., Kehrig, H. A. (2012). Mercury and Nitrogen Isotope in a Marine Species from a Tropical Coastal Food Web. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62: 264–271.

Di Benedetto, A. P. M; Bittar, V. T., Rezende, C. E.; Camargo, P. B.; Kehrig, H. A. (2013a). Mercury and stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) as tracers during the ontogeny of *Trichiurus lepturus*. *Neotropical Ichthyology*, 11(1): 211-216.

Di Benedetto, A. P. M; Rezende, C. E.; Camargo, P. B.; Kehrig, H. A. (2013b). Trophic niche comparisons between two predators in northern Rio de Janeiro State, Brazil: a stable isotopes approach. *Biota Neotropica*,(13)3: 1-5.

Dias, A.C.M.I.; Branco, C.W.C; Lopes, V.G. (2005). Estudo natural da dieta de peixes no reservatório do Ribeirão das Lajes, Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 27(4):355-364.

Durães, R., Pompêo, P.S., Godinho, A.A.L. (2001). Alimentação de quatro espécies de *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) durante a formação de um reservatório no sudeste do Brasil. *Iheringia*, 90: 183-191.

Eagles-Smith, C. A., Suchanek, T. H., Colwell, A. E., Anderson, N. L., Moyle, P. B. (2008). Changes in fish diets and food web mercury bioaccumulation induced by invasive planktivorous fish. *Ecological Applications*, 18: 213-226.

Environmental Agency Protection-EPA (2001). Mercury update: impact on fish advisories, 1-10.

Esteves, K. E. (1996), Feeding ecology of three *Astyanax* species (Characidae, Tetragonopterinae) from a floodplain lake of Mogi-Guaçu River, Paraná River Basin, Brazil. *Environmental Biology of Fish*, 46, 83-101.

Figueiredo, R.O., Ovalle, A.R.C., Rezende, C.E., Martinelli, L.A. (2011). Carbon and Nitrogen in the Lower Basin of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil: Element fluxes and biogeochemical processes. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*: 6(2): 7-37.

- France, R. L. (1995a). Critical examination of stable isotope analysis as a means for tracing carbon pathways in stream ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52: 651-656.
- France, R. L. (1995b). Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. *Marine Ecology Progress Series*, 124: 307-312.
- Fry, B. (2008). *Stable Isotope Ecology*. Springer Science Business Media, LLC. New York, USA, 316p.
- Fry, B., Jeng, W. L., Scalon, R. S., Parker, P. L. (1978). $\delta^{13}\text{C}$ food web analysis of a Texas sand dune community. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 1299-1302.
- Garcia, A. M., Hoeninghaus, D. J., Vieira, J. P., Winemiller, K. O., Marques, D. M. L. M., Bemvenuti, M. A. (2006). Preliminary examination of food web structure of Nicola Lake (Taim Hydrological System, south Brazil) using dual C and N stable isotope analyses. *Neotropical Ichthyology*, 4(2):279-284.
- Gerking, S. D. (1994). *Feeding ecology of fish*. California: Academic Press, 416p.
- Gewurtz, S. B., Bhavsar, S. P., Fletcher, R. (2011). Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: Importance for fish consumption advisories. *Environment International*, 27(32): 425-434.
- Giacomini, H. C. (2007). Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4): 521-543.
- Gocke, C., Kaschek, N., Meyer, E. (2013). Diet of fishes in a detritus-based sandy lowland brook. *Limnologica*, 43: 451-459.
- Godoy, M. P. (1975). *Peixes do Brail: Subordem Characoidei*. São Paulo: Piracicaba, Franciscana, 627 p.
- Gomiero, L.M., Braga, F.M.S. (2007). Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(2):283-292.
- Hahn, N. S.; Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Bini, L. M. (1998). Estrutura trófica da ictiofauna do reservatório de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. *Interciência*, 23(5): 299-305.
- Haines, E.B. (1976). Relation between stable carbon isotope composition of fiddler crabs, plants, and soils in a salt-marsh. *Limnology and Oceanography*, 21: 880- 883.
- Hardin, G. (1960). The competitive exclusion principle. *Science*, 131: 1291-1297.
- Hobson, K. A. (1999). Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia*, 120: 314-326.
- Hyslop, E.J. (1980). Stomach contents analysis - A review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.

Jackson, A.L., Inger, R., Parnell, A.C., Bearhop, S. (2011). Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595-602.

Jackson, M. C., Donohue, I., Jackson, A. L., Britton, J. R., Harper, D. M., Grey, J. (2012). Population-level metrics of trophic structure based on stable isotopes and their application to invasion ecology. *PLoS One*, 7, e31757.

Jakovac, A. C.; Buzatto, B. A.; Tokman, D. G.; Pinheiro, T. G. (2006). Estruturação da comunidade de peixes associados a macrófitas aquáticas flutuantes no rio Solimões, Amazônia Central. Livro Ecologia da Floresta Amazônica. Disponível em <https://www.pdbff.inpa.gov.br/cursos/efa/livro/2006/efa2006.htm>. Acesso em 10 junho 2014.

Jepsen, D. B.; Winemiller, K. O. (2002). Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos*, 96: 46–55.

Kasper, D., Botaro, D., Palermo, E. F. A., Malm, O. (2007). Mercúrio em peixes- fontes e contaminação. *Oecologia Brasiliensis*, 11(2): 228-239.

Kehrig, H. A., Malm, O. (2011). Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Química Nova*, 34(3): 377-384.

Kennedy, P., Kennedy, H., Papadimitriou, S. (2005). The effect of acidification on the determination of organic carbon, total nitrogen and their stable isotopic composition in algae and marine sediment. *Rapid Communication in Mass Spectrometry* 19, 1063-1068.

Kersanach, M. W., Bianchini, A. (2008). Metais traço em organismos: monitoramento químico e de efeitos biológicos. In: Baptista Neto., Kersanac, M. W., Patchineelam, S. M. *Poluição Marinha*. Rio de Janeiro: Interciência. p. 237-283.

Lacerda, L. D., Carvalho, C. E. V., Rezende C. E., Pfeiffer, W. C. (1993). Mercury in sediments from the Paraíba do Sul river continental shelf, S.E. Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 26(4): 220-222.

Layman, C. A., Arrington, D. A., Montaña, C. G., Post, D. M. (2007a). Can stable isotope ratios provide for community-wide measures of trophic structure? *Ecology*, 88: 42 - 48.

Layman, C. A., Quattrochi, J. P., Peyer, C. M., Allgeier, J.E. (2007b). Niche width collapse in a resilient top predator following ecosystem fragmentation. *Ecology Letters*, 10, 937–944.

Lima, E. C. R. (1990). Riscos e consequências do uso de mercúrio: a situação do Rio de Janeiro. In: *Riscos e consequências do uso de mercúrio*. Rio de Janeiro: Finep/CNPQ/MS/IBAMA. p. 268-274.

Lowe-McConnell. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Edusp, 534p.

- Manetta, G. I.; Benedito Cecílio, E. (2003). Aplicação da técnica de isótopos estáveis na estimativa da taxa de turnover em estudos ecológicos: uma síntese. *Maringá*, 25, (1): 121- 129.
- Martinelli, L. A., Ometto, J, P, H, B., Ferraz, E. S., Victoria, R. L., Camargo, P.B., Moreira, M. Z. (2009). *Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis*. São Paulo: Oficina de textos. 144p.
- Mazurec, A. (2003). Alterações na Fertilidade do Solo e Composição Isotópica do Carbono e do Nitrogênio na matéria orgânica: uma Região de Mata Atlântica no Norte Fluminense. Tese de Doutorado (Biotecnologia e Biotecnologia) – Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 115 p.
- Mazzoni, R., Nery, L.L., Iglesias-Rios, R. (2010). Ecologia e ontogenia da alimentação de *Astyanax janeiroensis* (Osteichthyes, Characidae) de um riacho costeiro do Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 10(3): 53-60.
- Meurer, S., Zaniboni Filho, E. (1997). Hábito alimentar do jundiá *Rhamdia quelen* (Pisces, Siluriformes, Pimelodidae), na região do alto rio Uruguai. In: *Anais do XII Encontro Brasileiro de Ictiologia*, São Paulo, SP. São Paulo: SBI, 1997. 420 p. p. 29.
- Meyers, P. (1994). Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*, 114: 289-302.
- Minagawa, M., Wada, E. (1984). Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains: further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochim, Cosmochim, Acta*, 48:1135 – 1140.
- Minson, D.J.; Ludlow, M.M.; Troughton, J.H. (1975). Differences in natural carbon isotopes ratios of milk and hair from cattles grazing tropical and temperate pasture. *Nature*, 256: 597-598.
- Miranda, M. R., Coelho-Souza, S. A., Guimarães, J. R. D., Correia, R. R. S., Oliveira, D. (2007). Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 240-251.
- Moraes, M., da Silva Filho, J.J., Costa, R., Miranda, J. C., Rezende, C.F., Mazzoni, R. (2013). Life history and ontogenetic diet shifts of *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) (Osteichthyes, Siluriformes) from a coastal stream of Southeastern Brazil. *Journal of Zoology*, 9 (2): 300-309.
- Odum, E.P. (1969). *Ecologia*. São Paulo: Pioneira, 201 p.
- Oliveira, A. C. B. (2003). Isótopos estáveis de C e de N como indicadores qualitativo e quantitativo da dieta do tambaqui (*Colossoma macropomum*) da Amazônia Central. Tese (Doutorado em Ciências), Piracicaba-SP, Universidade de São Paulo-USP, 86p.
- Overbeck, J. (2000). Conceitos de Ecossistema. In : S, E, Jorgensen e R, A, Vollen Weider (eds,) *Diretrizes para o gerenciamento de lagos: Princípios para o gerenciamento de lagos*, São Carlos, ILEC. 184 p.

- Parnell, A., Jackson, A. L. (2013). siar: Stable Isotope Analysis in R. R package version 4.2. <http://CRAN.R-project.org/package=siar>.
- Pereira, A. A., Hattum, B., Boer, J., Bodegom, P. M., Rezende, C. E., Salomons, W. (2010). Trace Elements and Carbon and Nitrogen Stable Isotopes in Organisms from a Tropical Coastal Lagoon. *Archives of Environmental and Contamination Toxicology*, 59 (3): 464-477.
- Pereira, A. L., Benedito, E. (2007). Isótopos estáveis em estudos ecológicos: métodos, aplicações e perspectivas. *Revista Biociências*, Taubaté, 13:16 - 27.
- Pereira, R.A.C e Resende, E.K. (2006). Alimentação de *Gymnotus* cf. *carapo* (Pisces: Gymnotidae) e suas relações com a Fauna Associada às Macrófitas Aquáticas no Pantanal, Brasil. Corumbá: Embrapa Pantanal, 51p.
- Peroni, N., Hernández, M. I. M. (2011). *Ecologia de populações e comunidades*. Florianópolis : CCB/EAD/UFSC. 123p.
- Peterson, B. J., Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Palo Alto, 18: 293-320.
- Petry, A. C.; Thomaz, S. M.; Esteves, F. A. (2011). Comunidade de Peixes. In: Esteves, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. p. 609-624.
- Pierce, G.J.; Boyle, P.R. (1991). A review of methods for diet analysis in piscivorous marine mammals. *Oceanography Marine Biology Annual Review*, 29: 409-486.
- Pinnegar, J. K. e Polunin, N. V. C. (2002). Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology*, 13(2): 225–231.
- Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, Methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3): 703 – 718.
- Post, D. M., Layman, C. A., Arrington, D. A., Takimoto, G., Quattrochi, J., Montaña, C. G. (2007). Getting to the fat of the matter: models, methods and assumptions for dealing with lipids in stable isotope analyses. *Oecologia*, 152: 179-189.
- Probst, W. N e Eckmann, R. (2009). Diet overlap between young-of-the-year perch, *Perca fluviatilis* L., and burbot, *Lota lota* (L.), during early life-history stages. *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 527–537.
- Projeto Piabanha. Monitoramento biológico de espécies aquáticas ameaçadas de extinção na bacia do rio Paraíba do Sul: desenvolvimento de sistema piloto e implementação de plano de ação: Itaocara (RJ); 07 de janeiro de 2013; Contrato nº010/2012/AGEVAP.
- R Development Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rempe, E. F., Amorim, L. A., Vasconcelos Neto, R. (2010). Coletânea de informações sobre o mercúrio incluindo padrões ambientais no Brasil. 4ª Reunião do Grupo de

Trabalho Lâmpadas Mercuriais. Câmara Técnica de Saúde, Saneamento Ambiental e Gestão de Resíduos do Conselho Nacional do Meio Ambiente, 13 p.

Ricklefs, R. E. A Economia da Natureza. 6ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan S. A. 2011. 546p.

Roughgarden, J. (1974). Species packing and the competition function with illustrations from coral reef fish. *Theoretical Population Biology*, 5: 163-186.

Santos, A. F. G. N; Carrera. P. R. O; Aronovich, M; Santos, L.N. (2014). Preferência alimentar de juvenis de lambari-cachorro, *Oligosarcus hepsetus*, em relação a duas espécies de presas de peixe em ambiente controlado. *Ciência Rural*,44(2): 307-313.

Santos, A.F.G.N.; Racca-Filho, F; dos Santos, S.N; Araújo, F.G. (2009). The fish *Trachelyopterus striatulus* (Siluriformes: Auchenipteridae) used to sample insects in a tropical reservoir. *Revista de Biologia Tropical*, 57(4):1081-1091.

Silva, C. P. (2000). *Hidrogeoquímica fluvial da porção inferior do rio Paraíba do Sul*. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais), Campos dos Goytacazes-RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF, 100 p.

Silva, J.M., Oliveira, J.I. J. (1997). Morfologia do intestino do “tuvira” *Gymnotus carapo* L. 1758 (Pisces –Gymnotidae). *Revista Científica UFMS, Campo Grande*, 4(1): 18-22.

Souza, C. M. M. (1994). *Avaliação ambiental dos riscos do mercúrio em áreas de garimpo do Brasil*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Rio de Janeiro-RJ, Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ, 127p.

Stevens, R. D. e Willing, M. R. (2000). Community structure, abundance and morphology. *Oikos*, 88: 48-56.

Suarez, I.R., Nascimento, F.L., Catella, A. C. (2001). *Alimentação do Tucunaré Cichla sp. (Pisces, Cichlidae) um peixe introduzido no Pantanal, Brasil*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 21 p.

Syvaranta, J., Lensu, A., Marjomaki, T. J., Oksanen, S., Jones, R. I. (2013). An Empirical Evaluation of the Utility of Convex Hull and Standard Ellipse Areas for Assessing Population Niche Widths from Stable Isotope Data. *Plos One*, 8(2): 1-8.

Teixeira, T. P., Pinto, B. C.T., Terra, B.F., Estiliano, E.O., Gracia, D., Araújo, F. G. (2005). Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Série Zoologia*, 95(4): 347-357.

Townsend, C. R., Begon, M., Harper, J. L. (2009). *Fundamentos em ecologia*. (3ed). Porto Alegre: Artmed, 576 p.

Ullrich, S. M., Tanton, T. W., Trevor, W., Abdrashitova, S. A. (2001). Mercury in the aquatic environments: a review of factors affecting methylation. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, 31: 241-293.

Vander Zanden, M. J. e Vadeboncouer, Y. (2002). Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology*, 83(8): 2152-2161.

- Vander Zanden, M. J., Cabana, G., Rasmussen, J. B. (1997). Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1142–1158.
- Vander Zanden, M. J.; Fetzer, W. W. (2007). Global patterns of aquatic food chain length. *Oikos*, 116: 1378 -1388.
- Vazzoler, A. E. A. M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá: EDUEM.196p.
- Vilella, F.S., Becker, F.G., Hartz, S.M. (2002). Diet of *Astyanax* species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest river in southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 45: 223-232.
- Wantzen, K. M.; Machado, F. A.; Voss, M.; Boriss, H.; Junk, W. J. (2002). Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Sciences*, 64: 239–251.
- Weech, S. A., Scheuhammer, A. M., Elliott, J. E., Cheng, K. M. (2004). *Environmental Pollution*, 131: 275-286.
- Yallouz, A. V., Silva, M. M., Calixto, T. M. P. (2000). Avaliação dos teores de Hg em pescado do trecho Itaocara - S. Fidélis, baixo curso do rio Paraíba do Sul. In: *XI Congresso Nacional de Geologia Econômica, anais*, vol III, 270-275.
- Zavala-Camin, L. A. (1996). Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá: EDUEM, 129 p.
- Zhang, L., Campbell, L. M., Johnson, T. B. (2012). Seasonal variation in mercury and food web magnification in Lake Ontario, Canada. *Environmental Pollution*, 161: 178-184.