



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

VIVIANA MÁRQUEZ VELÁSQUEZ

**AVALIAÇÃO DA IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DA RAIA *Potamotrygon
magdalenae* (CHONDRICHTHYES: POTAMOTRYGONIDAE) EM UMA REDE
TRÓFICA DOS ANDES COLOMBIANOS**

JOÃO PESSOA, PARAÍBA

2017



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA

**AVALIAÇÃO DA FUNÇÃO ECOLÓGICA DA RAIA *Potamotrygon magdalenae*
(CHONDRICHTHYES: POTAMOTRYGONIDAE) EM UMA REDE TRÓFICA
DOS ANDES COLOMBIANOS**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências
Biológicas, área de concentração Zoologia, como parte dos requisitos para obtenção do
grau de Mestre em Ciências Biológicas

VIVIANA MÁRQUEZ VELÁSQUEZ

Orientador

Ricardo de Souza Rosa, Ph.D.
Universidade Federal da Paraíba

Segundo-orientador

Andrés Felipe Navia, Ph.D.
Fundación colombiana para la investigación y conservación de tiburones y rayas
Colombia -SQUALUS-

Co-orientador

Elvio Medeiros, Ph.D.
Universidade Estadual da Paraíba

**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
JOÃO PESSOA, PARAÍBA**

2017

V434a Velásquez, Viviana Márquez.
Avaliação da função ecológica da Raia
Potamotrygon magdalenae (Chondrichthyes: Potamotrygonidae)
em uma rede trófica dos andes colombianos / Viviana Márquez
Velásquez . - João Pessoa-PB, 2017.
97 f. : il. -

Orientador: Ricardo de Souza Rosa.
Segundo orientador: Andrés Felipe Navia.
Coorientador: Elvio Medeiros.
Dissertação (Mestrado) - UFPB/CCEN

1. Ciências biológicas. 2. Raias - Água doce. 3. Ecologia
trófica. 4. Isótopos estáveis. 5. Espécie chave. 6. Redes
tróficas. I. Título.

UFPB/BC

CDU: 57(043)

VIVIANA MÁRQUEZ VELÁSQUEZ

AVALIAÇÃO DA IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DA RAIA *Potamotrygon magdalenae* (CHONDRICHTHYES: POTAMOTRYGONIDAE) EM UMA REDE TRÓFICA DOS ANDES COLOMBIANOS

Banca Examinadora



Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
(Orientador)



Prof. Dr. Ronaldo Bastos Francini Filho
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
(Examinador Interno)

Profa. Dra. Rosângela Paula Teixeira Lessa
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)
(Examinador Externo)

Prof. Dr. Rafael Luís Galdini Raimundo
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)
(Examinador Externo)

Data da aprovação: 22/03/2017



A minha grande família,
Meu pai, por seu exemplo de fortaleza
Meus irmãos e sobrinhos, pelo apoio e carinho, e ainda ser como se
o tempo não tivesse passado
Mãe...por tanto amor e confiança

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a minha família, o principal apoio em todo este projeto de vida. Aos meus pais, Oscar (*in memoriam*) e Beatriz, por todos os ensinamentos que me foram transmitidos ao longo da vida. Eles me apresentaram e ensinaram amar a natureza, cada um de seu jeito. A minha mãe, a maior cúmplice de todos meus planos e sonhos, obrigada por sempre ter um sorriso e um “é possível”, obrigada por tanto amor. Aos meus irmãos e suas famílias que foram uma grande companhia à distância neste tempo de estadia no Brasil. E a toda minha família, tios e primos que sempre estão com os braços abertos me esperando.

Aos meus orientadores, pelos grandes ensinamentos acadêmicos e para a vida, e principalmente pela confiança e paciência.

Ao professor Ricardo Rosa, que foi e será uns de meus grandes exemplos não só na parte acadêmica. Sua inteligência acompanhada dessa humildade e simplicidade, sempre será de admirar: grande ser humano. Eu serei eternamente grata por ele ter me dado a grande oportunidade de trabalhar com ele. Obrigada pela confiança, por tantas e tantas oportunidades, ensinamentos e por sua amizade.

Ao meu orientador Andrés Felipe-Navia e a Paola Andrea Mejía-Falla. Obrigada por me abrir as portas na fundação SQUALUS, uma das oportunidades mais lindas e enriquecedoras que tenho tido na vida. O continuo esforço, responsabilidade, amor e grande dedicação por sacar para frente à fundação e a pesquisa de elasmobrânquios na Colômbia, são dos maiores exemplos que posso ter não só na biologia. Muito obrigada por cada correção, sugestão, conselho, pela confiança e por me estimular para continuar fazendo o que mais gosto. Obrigada por cada oportunidade incrível que me dão. E claro, a toda A família SQUALUS: A Dani por sempre um grande apoio, pelas longas conversas à distância e a sua família por me adotar na sua casa durante o período do processamento das amostras. A Diego por sua companhia e ajuda nas análises, a Jose por seus momentos de escuta e de ânimo, Luis, Oscar, Juli e em especial a Esteban Galindo por sua grande ajuda

nas análises e nas discussões sobre vários aspectos da dissertação, principalmente pela paciência e tempo dado para explicações.

Ao Programa PEC-PG(CAPES/CNPq), pela concessão da bolsa de mestrado, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba (PPGCB-UFPB) e a Fundação Rufford pelo apoio econômico para o desenvolvimento do projeto.

Aos pescadores da Pesca, Antioquia, que me abriram as portas para que eu trabalhasse na zona e por sua grande acolhida. E a tantos outros pescadores e familiares deles que contribuíram de algum modo para que este trabalho fosse desenvolvido. Esse grande amor pelo rio e pela pesca, e essa extraordinária visão dele, não tem comparação.

A meus amigos da Colômbia, que são tantos que não terminaria de nomear, mas que também fizeram parte deste processo. Aos amigos e professores da Universidade de Antioquia, aos meus grandes amigos do clube de Polo, as amigas do colégio, aos amigos da vida. Aos outros irmãos que a vida me deu: Santi, Andrés, Juancho, Yaime.

A minha família brasileira, formada por tantos e tantos amigos de diferentes locais. Sem palavras para agradecer por tanto. Obrigada de coração por estar sempre ao meu lado, por tantos momentos compartilhados, por me abrir as portas das suas casas, por ser meu suporte em tantos momentos de saudade. Cada experiência com vocês será levada por sempre comigo. A Ana Rita, irmã do mundo, obrigada pela incondicionalidade, pelos conselhos, pela escuta, companhia e apoio, obrigada por me oferecer um lar. Aos chicos da U: Kats, Mary, Jessi, Julio, Jesse, Will, Alze, Camis: sempre em meu coração. Cami e sua família: infinitas graças. Obrigada pelos conselhos, escuta, longas conversas, longos momentos de diversão, tantas historias, apoio incondicional: e amizade sem igual. Todos vocês são especiais.

Ao professor Fábio Hazin pela avaliação do projeto para a Fundação Rufford e por seus grandes ensinamentos para a vida.

A todos os professores, funcionários e colegas do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba (PPGCB-UFPB), professores Ronaldo, Luis, Alexandre, Regina; Jossias, pela grande ajuda em tantas situações em que precisei, pela disponibilidade com que me auxiliaram e pelo apoio recebido ao longo do período de mestrado.

Muito obrigada.

SUMÁRIO

RESUMO	xiii
ABSTRACT.....	xiv
I.INTRODUÇÃO GERAL.....	1
II. JUSTIFICATIVA.....	4
III. HIPÓTESES.....	5
IV. OBJETIVOS.....	6
V.CAPÍTULO I. ECOLOGIA TRÓFICA DE <i>Potamotrygon magdalenae</i> NA BACIA DO MÉDIO RIO MAGDALENA INFERIDA A PARTIR DA ANÁLISE DE CONTEÚDOS ESTOMACAIS E ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE CARBONO E NITROGÊNIO.....	7
VI. CAPÍTULO II. ANÁLISE TOPOLÓGICA DA IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DE <i>Potamotrygon magdalenae</i> EM UMA REDE TRÓFICA DA BACIA DO MÉDIO RIO MAGDALENA.....	57
VII. REFERÊNCIAS GERAIS.....	85
VIII. ANEXOS.....	89

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1. Área de estudo indicando a bacia do rio Magdalena e as localidades de amostragem.....	10
Figura 2. Distribuição de frequências de tamanhos por sexo dos indivíduos analisados de <i>Potamotrygon magdalenae</i>	21
Figura 3. Curvas acumulativas de presas de <i>Potamotrygon magdalenae</i> (a), e suas respectivas categorias (b= fêmeas, c= machos).....	22
Figura 4. Análise gráfica da estratégia alimentar de <i>Potamotrygon magdalenae</i>	27
Figura 5. Análises de escalonamento multidimensional não métrico dos dados gravimétricos médios de <i>Potamotrygon magdalenae</i>	28
Figura 6. Composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (média e desvio padrão) das fontes primárias corrigidas segundo o fator de discriminação, e de todos os consumidores (média).....	31
Figura 7. Relação entre a largura do disco (LD) e $\delta^{13}\text{C}$ para: a) fêmeas, b) machos, e de $\delta^{15}\text{N}$ para c) Fêmeas, d) Machos de <i>Potamotrygon magdalenae</i>	32
Figura 8. Valores (média $\pm$ desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de a) fêmeas e machos de <i>Potamotrygon magdalenae</i> por período hidrológico, b) fêmeas e c) machos por período hidrológico.....	34
Figura 9. Nicho isotópico de <i>Potamotrygon magdalenae</i> em relação ao sexo em cada período hidrológico.....	36
Figura 10. Região simulada do modelo, indicando a posição de <i>P. magdalenae</i> e a média do sinal dos recursos.....	37
Figura 11. Área padrão da elipse bayesiana (APEb) para cada espécie com sua respectiva média e intervalos de confiança de 50%, 75% e 95% com a estimativa pontual da área padrão da elipse corrigida (APEc).....	41
Figura 12. Nicho isotópico de <i>Potamotrygon magdalenae</i> e das espécies de peixes ósseos capturados na área de estudo.....	42

CAPÍTULO II

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Topologia da rede trófica de uma zona da bacia do médio rio Magdalena indicando o grau do nó (D).....	67
Figura 2. Topologia da rede trófica de uma zona da bacia do médio rio Magdalena indicando a) o índice de intermediação(BC) e b) o índice de proximidade(CC).....	69
Figura 3. Distribuição de frequências do grau de nó da rede trófica a) aleatória, b) completa e b) sem <i>Potamotrygon magdalenae</i>	73

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Categorias de presas utilizadas para calcular os níveis tróficos de <i>Potamotrygon magdalenae</i> no estudo.....	15
Tabela 2. Características dos locais de coleta. As coordenadas se expressam em graus decimais.....	20
Tabela 3. Valores de t-student para a média (m) dos quatro pontos finais da curva acumulativa de presas, bem como o seu respectivo valor do coeficiente de variação (CV). Valor de $P > 0.05$ indica que o declive é igual a zero.....	23
Tabela 4. Índices numéricos que descrevem a dieta de <i>Potamotrygon magdalenae</i> na área de estudo. $\%FO$ = porcentagem em frequência de ocorrência, $\%N$ = porcentagem em número, $\%P_N$ = porcentagem em número presa-específico, $\%P$ = porcentagem em peso, $\%P_P$ = porcentagem em peso presa-específico, $\%IIR$ = porcentagem do índice de importância relativa, $\%P_{SIRI}$ = índice de importância relativa presa-específica.....	24
Tabela 5. Amplitude de nicho e nível trófico de <i>Potamotrygon magdalenae</i> e categorias analisadas (fêmeas, machos).....	28

Tabela 6. Número de amostras do tecido muscular de <i>Potamotrygon magdalena</i> para cada período e sexo, suas respectivas classes de tamanho (LD) e valores (média $\pm$ desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰).....	29
Tabela 7. Valores (média $\pm$ desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) dos organismos coletados em uma área do médio Magdalena. E= Elasmobrânquio, PO= Peixe ósseo, I= Inseto, P= Perifíton e M= Macrófitas.....	30
Tabela 8. Relação do tamanho (LD) de fêmeas e machos de <i>Potamotrygon magdalena</i> com os sinais de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$	32
Tabela 9. Comparações intraespecíficas avaliando o efeito do sexo e o período hidrológico no sinal de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de <i>Potamotrygon magdalena</i>	33
Tabela 10. Valores do nível trófico (NT) estimado para <i>Potamotrygon magdalena</i> e suas categorias (fêmeas e machos) e as espécies de peixes ósseos capturados na área de estudo.....	35
Tabela 11. Estimativas da área padrão da elipse corrigida (APEC) e a área padrão da elipse Bayesiana (APEb), com o intervalo de confiança de 95% da APEb, e a sobreposição das áreas para <i>Potamotrygon magdalena</i> em relação ao sexo nos dois períodos hidrológicos analisados.....	36
Tabela 12. Valores de probabilidade de que o sinal isotópico de um indivíduo de <i>Potamotrygon magdalena</i> possa ser explicado pelo modelo de mistura proposto.....	38
Tabela 13. Contribuição percentual das presas na dieta de <i>Potamotrygon magdalena</i>	39
Tabela 14. Estimativas da área padrão da elipse corrigida (APEC) e a área padrão da elipse bayesiana (APEb), com o intervalo de confiança de 95% da APEb para <i>Potamotrygon magdalena</i> e as espécies de peixes ósseos capturadas na área de estudo. Sobreposição com a área da elipse de <i>P. magdalena</i>	40

CAPÍTULO II

Tabela 1. Espécies com informação de dieta obtida da literatura e utilizada para a construção da rede trófica da zona de estudo e o respectivo número do nó para a identificação nos gráficos.....	65
---	----

Tabela 2. Índices de centralidade dos 20 primeiros componentes, obtidos para a rede trófica da área de estudo.....	68
Tabela 3. Índices para quantificar a importância topológica de <i>Potamotrygon magdalenae</i> na área de estudo.....	71
Tabela 4. Espécies chave identificadas na rede trófica da área de estudo. <i>KPP-1</i> : método de fragmentação e <i>KPP-2</i> : método de expansão de efeitos.....	72
Tabela 5. Análises estatísticas da rede trófica observada da área de estudo e de uma rede aleatória das mesmas características, em quatro cenários diferentes.....	74

RESUMO

Compreender o papel ecológico das espécies no ecossistema depende amplamente do conhecimento de suas relações tróficas. Conhecer tais relações e a posição das espécies em uma rede é um passo crucial para entender a dinâmica das comunidades e os impactos que cada espécie tem sobre os demais compartimentos. O conhecimento sobre a dieta das espécies de raias de água doce de América do Sul tem aumentado consideravelmente ao longo dos últimos anos, porém, é muito pouco o que se sabe sobre o papel ecológico das espécies nos seus respectivos ecossistemas. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a importância ecológica da raia *Potamotrygon magdalenae* na estrutura da rede trófica de um ecossistema de águas continentais. Foram avaliados os hábitos alimentares e a ecologia trófica da espécie através da análise de conteúdos estomacais e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio a partir de amostras coletadas na bacia do médio rio Magdalena, Colômbia; e sua importância ecológica a partir de análises topológicas de redes tróficas. A espécie foi considerada um predador especialista de nível trófico intermediário, com preferência pelos insetos. Não foram observadas diferenças significativas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ na espécie entre os períodos hidrológicos de cheia e de águas baixas. O seu nicho isotópico foi intermediário. Em relação à importância ecológica, a espécie desempenhou um papel intermediário na dispersão de efeitos indiretos através do sistema, devido aos seus valores intermediários de centralidade e importância topológica. Estes resultados constituem um ponto de partida para novos estudos ecológicos das espécies de raias de água doce da América do Sul, que visem avaliar seu papel nos ecossistemas, e complementam os estudos existentes de *Potamotrygon magdalenae*.

Palavras-chave: Raias de água doce, ecologia trófica, isótopos estáveis, espécie chave, redes tróficas.

ABSTRACT

Understanding the ecological role of species within an ecosystem depends largely on knowledge of its trophic relations. Such relations and the position of species within a foodweb are a central step in understanding the dynamics of the communities and the impacts that each species has on the trophic network compartments. The knowledge on the diet of the South American freshwater stingrays has increased considerably over the last years, but still, little is known about their ecological role. Thereby, the aim of this research is to evaluate the importance of the stingray *Potamotrygon magdalenae* in the structure of a freshwater food web. The feeding habits and the trophic ecology of this species were evaluated using stomach content analysis in combination with stable isotopes of carbon and nitrogen from samples collected in the middle Magdalena river basin, Colombia, and its ecological importance from topological analyzes of trophic networks. *Potamotrygon magdalenae* showed a specialized diet, feeding primarily on insects. No significant differences of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ were observed in the muscle of the species between the hydrological periods of high and low waters. The species isotopic niche was intermediate. In terms of ecological importance, it played an intermediary role in the dispersion of indirect effects through the system, due to its intermediate values of centrality and topological importance. These results provide a starting point for further ecological studies about the South American freshwater stingray species, in order to assess their role in the ecosystem. On the other hand, they complement the existing studies of *Potamotrygon magdalenae*.

Keywords: Freshwater stingrays, trophic ecology, stable isotopes, key species, food webs.

I. INTRODUÇÃO GERAL

Compreender a estrutura das redes tróficas permite explorar quão robusto é um ecossistema à perda de espécies, e prever as respostas deste às mudanças estruturais (Dunne *et al.*, 2002). Neste sentido, a mudança estrutural mais dramática que enfrentam muitos ecossistemas aquáticos é a alteração ou perda da diversidade, consequências principais das atividades humanas que impactam esses ecossistemas (Carpenter *et al.*, 2001; Dudgeon *et al.*, 2006; Navia *et al.*, 2012).

Em relação à hidrologia dos corpos de água doce, o seu regime natural de fluxo tem sido severamente alterado por barragens, diques, canais e mudanças na paisagem. Este regime determina os ciclos elementares, a produtividade do sistema, reprodução e dinâmica populacional dos organismos aquáticos, assim como as interações dos consumidores e dos recursos (Winemiller, 2004). Por outro lado, a introdução de espécies exóticas é considerada como uma das principais responsáveis pela extinção de espécies de peixes de água doce (Orians, 1995), principalmente nos ecossistemas aquáticos perturbados pelas atividades humanas (Welcomme, 1992; Moyle & Light, 1996; Claudi & Leach, 1999). Uma terceira ameaça importante para os rios e a sobrevivência da sua biota é a poluição, pois pode alterar as vias tróficas através das quais os organismos aquáticos obtêm energia (Allan & Flecker, 1993; Shieh *et al.*, 2002).

As atividades pesqueiras também são conhecidas por gerar grandes impactos nos ecossistemas aquáticos no mundo inteiro, sendo a sobrepesca de grupos focais a principal ameaça (Jackson *et al.*, 2001). Estes impactos sobre a estrutura e funções das comunidades têm sido amplamente documentados em inúmeros ecossistemas marinhos (e.g. Roberts, 1995; Jennings & Lock, 1996; Navia *et al.*, 2012, 2016), e em menor quantidade nos ecossistemas de águas continentais (Bain, 1993; Flecker, 1996; Vanni, 1996; Welcomme, 2001; Flecker *et al.*, 2002; Allan *et al.*, 2005), pois suas pescarias têm sido consideradas apenas parcialmente no âmbito das análises globais (FAO, 1999, 2010; Hilborn *et al.*, 2003; Kura *et al.*, 2004).

A informação gerada a partir de estudos tróficos é um importante insumo para o manejo sustentável das pescarias e a identificação das espécies chave. Assim mesmo, a aplicação desta informação depende da capacidade de prever as consequências de diferentes níveis de pesca sobre as dinâmicas populacionais das espécies, e os papéis ecológicos que estas desempenham (Schindler *et al.*, 2002).

Os papéis ecológicos das espécies estão relacionados com o tipo e o número de interações mantidas entre elas. Essas relações têm sido difíceis de quantificar e ainda não são identificadas claramente em muitos ecossistemas tropicais, desconhecendo-se quase completamente os mecanismos que estruturam as comunidades e, em particular, o papel das relações tróficas em manter ou modelar tal estrutura (Winemiller, 2004; Arreguín-Sánchez, 2011; Sánchez-Hernández, 2016). Se têm afirmado que as mudanças sazonais podem influenciar os recursos disponíveis para as espécies de peixes (Araújo-Lima *et al.*, 1995; Winemiller & Jepsen, 1998; Lowe-McConnell, 1999; Yamamoto, 2004; Hahn *et al.*, 2004) modificando o seu espectro trófico, o ritmo alimentar e as relações tróficas (e.g. Esteves & Aranha, 1999).

Nesse sentido, muitos dos estudos realizados focam em relações e efeitos de tipo direto de um predador sobre o tamanho da população das suas presas ou em casos muito específicos, em efeitos de cascata trófica, ignorando a existência de outros tipos de efeitos indiretos como a competição aparente, exclusão competitiva, efeitos de risco, entre outros, os quais têm sido mencionados como grandes forças que estruturam comunidades (Vanni, 1996; Eby *et al.*, 2006).

Na Colômbia as raia de água doce da família Potamotrygonidae são classificadas com um alto grau de prioridade de pesquisa, no “Plan de Acción Nacional de Tiburones y Rayas” (Caldas *et al.*, 2010), porém, são poucos os estudos voltados para avaliar suas funções no ecossistema.

Potamotrygon magdalenae é uma espécie endêmica da bacia do rio Magdalena, Colômbia, que tem sido apontada como uma espécie com uma dieta especializada em insetos em relação a seu micro-habitat (Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck, 2011). É comum no canal

principal do rio, as lagoas e os riachos, e geralmente prefere águas turvas, com correnteza de baixa velocidade e fundos de lama (Dahl, 1971). Observam-se indivíduos maduros desde os 220 mm de largura de disco (LD) para machos e desde 261 mm para fêmeas, e indica-se que apresenta dimorfismo sexual (Teshima & Takeshita, 1992). Para o alto Magdalena foi registrada uma fecundidade entre 7 e 9 embriões (Lasso *et al.*, 2013).

A espécie está sujeita à pressão pesqueira constante para comercialização como peixes ornamental ao longo de toda a sua distribuição (Lasso *et al.*, 2011), atividade que impacta principalmente indivíduos juvenis e atingiu mais de 14 mil indivíduos comercializados por ano (Lasso *et al.*, 2013). Da mesma forma, a espécie é capturada acidentalmente em operações de pesca artesanal com uso de tarrafas, emalhe e redes de arrasto, apresentando altos níveis de mortalidade, sendo em algumas áreas sacrificados muitos exemplares por temor as lesões que pode causar o espinho da cauda (Perdomo Núñez, 2005). Segundo Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck (2011), a espécie prefere fundos de pouca profundidade na época seca, entre março e abril, quando ocorre a diminuição da vegetação aquática, condições que favorecem as suas capturas com algumas artes de pesca como o ‘chinchorro’ (Arias, 1993). Com o aumento das chuvas, ocorre o deslocamento dos indivíduos para locais mais profundos, fazendo ideal o uso de emalhe para as suas capturas. Porém, as capturas estimadas para peixes da bacia do rio Magdalena não são específicas sobre a inclusão da espécie, nem discriminando sua biomassa e / ou número de indivíduos (Arias, 1993). Finalmente, esta espécie está sujeita a praticamente todos os impactos antrópicos exercidos sobre a bacia do Magdalena, destacando-se, entre outros: despejo de produtos químicos e de esgoto, metais pesados, a dessecação de lagos de inundação, desmatamento, construção de reservatórios na bacia (Lasso *et al.*, 2011). Apesar de sua ampla representação no país, até hoje pouco se conhece sobre sua biologia e ecologia (Mejía-Falla *et al.*, 2009; Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck, 2011). Embora apresente uma baixa fecundidade e diversas ameaças, por ter uma ampla distribuição e ser frequentemente capturada, está listada na categoria menos preocupante (Least Concern) da IUCN (Lasso *et al.*, 2016). No Livro Vermelho de Peixes de Água Doce da Colômbia, está listada como Quase ameaçada (Near Threatened) (Mójica *et al.*, 2012).

Assim, e visando contribuir ao conhecimento biológico e ecológico desta espécie, a presente pesquisa combina técnicas de análises de conteúdos estomacais, de isótopos estáveis e análises de importância topológica para inferir a importância de *P. magdalenae* na estrutura da rede trófica da área de estudo.

II. JUSTIFICATIVA

Compreender as interações tróficas e a posição das espécies em uma rede é um passo crucial para esclarecer os impactos que as espécies exercem sobre os demais compartimentos da rede trófica (Lucifora *et al.*, 2009; Heithaus *et al.*, 2013). Os efeitos das mudanças em um ou mais componentes dentro de uma rede podem se propagar tão intensamente através do sistema, resultando em alterações na abundância e a conectividade de outras espécies (Paine, 1969; Heithaus *et al.*, 2008; Baum & Worm, 2009; Dunne, 2009). Tradicionalmente as espécies de elasmobrânquios têm sido consideradas como predadores do topo, assumindo que desempenham um papel importante na estrutura e função das redes tróficas e, portanto, sua diminuição poderia causar fortes impactos ecossistêmicos (Cortés, 1999; Ferretti *et al.*, 2010). Na última década têm sido sugeridas diferentes respostas do ecossistema à redução ou perda destas espécies (e.g. Myers *et al.*, 2007; Navia *et al.*, 2010, 2016; Bornatowski *et al.*, 2014). No caso específico das raias (Batoidea), tem sido considerado que constituem uma parte importante na transferência de energia nas redes tróficas dos ecossistemas marinhos bentônicos e demersais (Wheterbee & Cortés, 2004; Ebert & Bizarro, 2007). Em águas continentais, as espécies de raias de água doce foram citadas anteriormente como predadores de alto nível das redes tróficas (Araujo *et al.*, 2004).

Com base neste panorama, onde as relações interespecíficas e a informação sobre a importância ecológica de muitas espécies ainda é escassa e os impactos são altos; e conhecendo que as relações tróficas diretas e indiretas entre espécies determinam as dinâmicas populacionais das presas, é importante avaliar o papel que estes predadores desempenham na estrutura da rede e como sua redução poderia afetar a mesma. Assim, identificar e verificar estes papéis permitirá determinar a vulnerabilidade da rede trófica

estudada às pressões antrópicas existentes nos rios como a mineração, desmatamento, sobrepesca, a introdução de espécies exóticas, os projetos de engenharia, a agricultura e as mudanças nos usos do solo, entre outros.

III.HIPÓTESES

- Considerando que a variabilidade sazonal gera mudanças na oferta de recursos alimentares em sistemas de água doce tropicais, se espera que existam diferenças isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no músculo de *Potamotrygon magdalenae* em dois períodos hidrológicos contrastantes.
- Como as espécies de raias de água doce são consideradas como predadores de alto nível trófico, exercendo assim controle ecossistêmico “top-down”, se assume que são espécies-chaves dentro das redes tróficas, e, portanto se indica que a sua exclusão trará efeitos significativos sobre a estrutura da rede trófica.

OBJETIVOS

Objetivo geral

Avaliar a importância ecológica da raia *Potamotrygon magdalenae* em termos estruturais de uma rede trófica da bacia do médio rio Magdalena, Colômbia.

Objetivos específicos

- Descrever os hábitos alimentares de *Potamotrygon magdalenae* na bacia do médio rio Magdalena.
- Determinar as principais fontes de energia de *Potamotrygon magdalenae*, seu nicho isotópico e a variação isotópica em relação às outras espécies da rede trófica da bacia do médio rio Magdalena.
- Avaliar a importância topológica de *Potamotrygon magdalenae* na estrutura da rede trófica da bacia do médio rio Magdalena.

IV. ECOLOGIA TRÓFICA DE *Potamotrygon magdalenae* NA BACIA DO MÉDIO RIO MAGDALENA INFERIDA A PARTIR DA ANÁLISE DE CONTEÚDOS ESTOMACAIS E ISÓTOPOS ESTÁVEIS DE CARBONO E NITROGÊNIO

RESUMO

Conhecer e compreender o papel das espécies dentro de um ecossistema depende amplamente do conhecimento de suas relações tróficas. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar os hábitos alimentares e ecologia trófica de *Potamotrygon magdalenae* por meio de análises de conteúdos estomacais e isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. A dieta foi descrita por índices quantitativos. A amplitude de nicho foi calculada a partir do índice de Levin's e a similaridade da dieta entre sexos a partir de análise de similaridade ANOSIM. Foram utilizados modelos de regressão a fim de avaliar a relação entre os sinais isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) e o tamanho da espécie. Testes paramétricos foram utilizados para avaliar a variação dos sinais isotópicos entre os sexos e os períodos hidrológicos. Polígonos de mistura e modelos de mistura Bayesianos foram usados para estimar a contribuição relativa das presas assimiladas na dieta da espécie. O nicho isotópico foi avaliado a partir de elipses isotópicas. Finalmente, a posição trófica foi estimada e comparada através de inferência Bayesiana. *Potamotrygon magdalenae* se caracterizou por ser um predador especialista, de baixa amplitude de nicho, com preferência por insetos da ordem Diptera, em estágios larvais. Não foram identificadas diferenças na dieta entre os sexos. O modelo de mistura sugeriu que coleópteros e efemerópteros são as presas que apresentaram maior contribuição à dieta de alguns indivíduos de *P. magdalenae*. Não foi observado um efeito significativo do tamanho, sexo e o período hidrológico no sinal isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ nem de $\delta^{15}\text{N}$. No nível interespecífico, a espécie apresentou um nível trófico intermediário e uns dos menores nichos isotópicos.

Palavras-chave: Raias de água doce, interações tróficas, conteúdos estomacais, isótopos estáveis.

INTRODUÇÃO

Os peixes batóideos (Elasmobranchii: Batoidea) são um grupo diverso, que podem desenvolver diversos papéis nas redes tróficas de ecossistemas marinhos bentônicos e demersais, principalmente como elementos de transferência de energia entre os diversos níveis tróficos da rede (Navia *et al.*, 2016). Assim mesmo, tem se indicado que a predação sobre animais bentônicos pode ter um forte impacto sobre eles, gerando inclusive depleções populacionais (Peterson *et al.*, 2001). Porém, outros estudos apontam que não regulam o equilíbrio dos tamanhos populacionais, mas constituem um fator importante na dinâmica populacional de suas presas (Heithaus, 2004).

No caso específico dos estudos alimentares das raias da família Potamotrygonidae, estes têm aumentado significativamente nos últimos anos, apontando que em termos gerais estas espécies são predadores generalistas que baseiam sua dieta em um elevado número de presas, e reportando para várias espécies do gênero *Potamotrygon* consumo de insetos (Silva *et al.*, 2006; Garrone-Neto *et al.*, 2007; Melo *et al.*, 2007; Shibuya *et al.*, 2007; Moro *et al.*, 2011, 2012), crustáceos, camarões, peixes (Lasso *et al.*, 1996; Ferreira *et al.*, 1998; Charvet-Almeida, 2001; Garrone Neto *et al.*, 2007; Shibuya *et al.*, 2007, 2009; Garrone-Neto & Sazima, 2009 a,b; Lonardoni *et al.*, 2009; Almeida *et al.*, 2010; Shibuya & Zuanon, 2013; Gama & Rosa, 2015) e moluscos (Charvet-Almeida *et al.*, 2005; Lonardoni *et al.*, 2006, 2007; Charvet-Almeida *et al.*, 2007; Silva & Uieda, 2007).

A maioria dos estudos alimentares nestas espécies se tem baseado na técnica de análises de conteúdos estomacais, tradicionalmente estabelecida como um método padronizado de trabalho (Hyslop, 1980; Cortés, 1997), a qual proporciona informação base para avaliar o papel ecológico das espécies na estrutura das redes tróficas (Navia *et al.*, 2010; Bornatowski *et al.*, 2014). Porém, este método apresenta limitações como a retenção seletiva de algumas estruturas das presas difíceis de digerir, o que gera a sobre-avaliação da sua contribuição na dieta (Fry & Sherr, 1989), e o pouco informativo que pode ser para avaliar as variações da dieta ao longo prazo, caso não se conte com um número de amostras suficientemente elevado. Para superar estas deficiências, se tem aumentado o uso das análises de isótopos

estáveis, os quais fornecem informação sobre as fontes de energia, o alimento assimilado pelos predadores, sua posição e relações tróficas (DeNiro & Epstein, 1978; Peterson & Fry, 1987). Com a combinação destas duas técnicas, tem-se realizado descrições da estrutura de algumas redes tróficas de ecossistemas continentais, que revelaram cadeias tróficas curtas, com abundância de espécies piscívoras que realizam funções de predadores primários e secundários (Lewis *et al.*, 1990; Jepsen & Winemiller, 2002). Também se tem avaliado o papel de diversos componentes desses ecossistemas como o fitoplâncton (Lewis *et al.*, 1990; Hamilton *et al.*, 1992), a matéria orgânica (Junk, 1984; Perga *et al.*, 2006), os detritos (Andramunio-Acero & Caraballo, 2012) e o zooplâncton (Torres-Bejarano, 2013; Torres Bejarano *et al.*, 2014; Caraballo *et al.*, 2016).

Potamotrygon magdalenae é uma espécie endêmica da bacia do rio Magdalena, Colômbia, que tem sido apontada em função do microhabitat que ocupa, como um predador com dieta especializada em insetos, principalmente em efemerópteros (Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck, 2011).

No entanto e apesar da sua representação na Colômbia, ainda é pouco o que se conhece sobre sua ecologia (Mejia-Falla *et al.*, 2009; Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck, 2011). Com base neste cenário e conhecendo as ameaças que a espécie sofre por seu comércio como espécie ornamental (Perdomo-Núñez, 2005) e por pesca (subsistência), foram avaliados os hábitos alimentares e as relações tróficas da espécie através da análise de conteúdos estomacais e de isótopos estáveis, para conhecer como este predador usa os recursos disponíveis no seu habitat e como interage com outras espécies da rede.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O rio Magdalena é um dos sistemas aquáticos mais complexos da América do Sul e o maior sistema fluvial da Colômbia, com extensão superior a 1.500 km, ocupando o 24% do território continental do país. Das 1.558 espécies de peixes de água doce reportadas para Colômbia (Jiménez-Segura *et al.*, 2014), a bacia contribui com 213 espécies (Maldonado-

Campo *et al.*,2008), sendo só uma destas pertencente à família Potamotrygonidae. O rio inclui as áreasde pescamais produtivas do país.

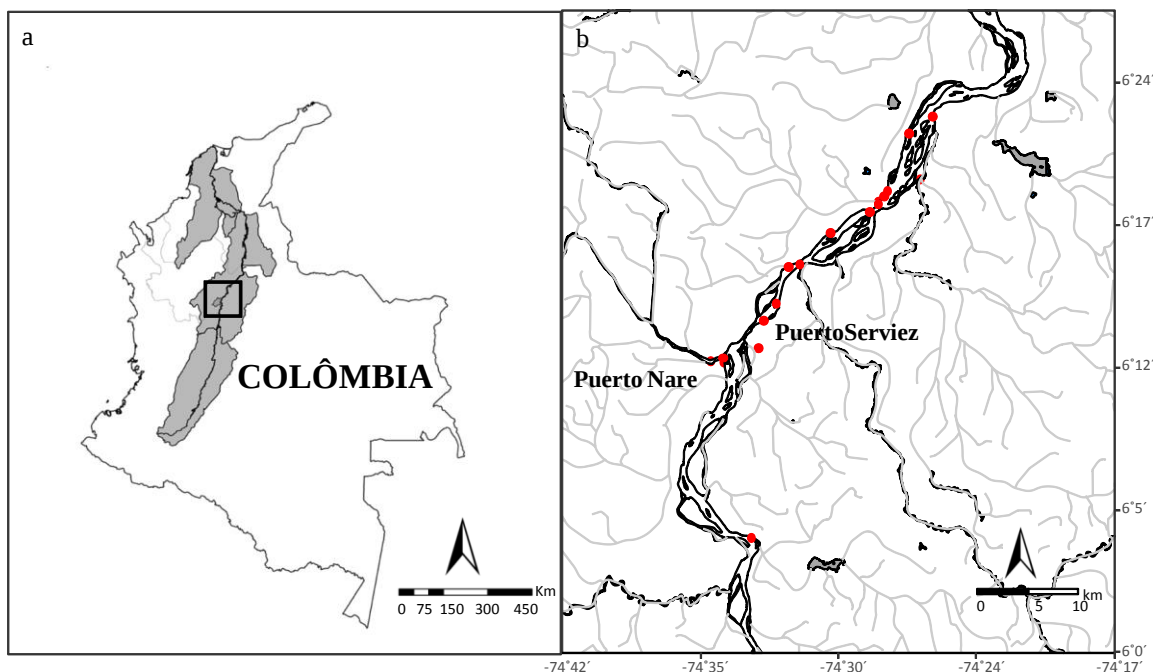


Figura 1. Área de estudo indicando a) a bacia do rio Magdalena e as localidades de amostragem e b) pontos (vermelhos) de coleta na bacia do médio rio Magdalena.

Esta pesquisa foi desenvolvida no setor médio do rio Magdalena, o qual, em contraste com o alto e baixo rio Magdalena, possui um clima úmido tropical com uma média de precipitações perto aos 3.000 mm anuais e um regime de chuvas bimodal que gera mudanças no nível no canal do rio Magdalenae (IDEAM, 2001) (Fig. 1). A hidrologia deste setor do rio está amplamente definida pela recorrência de fenômenos oceânicos

atmosféricos e nos últimos anos se tem notado uma ampla variação do clima no território devido a esses fenômenos macroclimáticos e de aquecimento global (IDEAM, 2001, 2002).

Trabalho de campo

Para obter as amostras foram feitas quatro expedições de coleta de 10 dias cada, no rio Magdalena, entre as localidades de Puerto Nare, departamento de Antioquia, e Puerto Serviez, departamento de Boyacá, ao longo do 2015 e início do 2016, abarcando dois períodos hidrológicos do rio: o período de águas baixas, durante os meses de Dezembro e Janeiro, e o período de transição entre a cheia e a seca, durante os meses de Junho e Julho, que embora sejam meses de descenso de águas, foram considerados como períodos de águas altas ao longo do trabalho. Foram feitos monitoramentos a bordo de embarcações de pesca artesanal e de desembarques em portos para registrar as espécies de peixes capturadas; e coletas nos locais específicos onde foram realizadas estas capturas, para obter amostras de tecido muscular de invertebrados aquáticos, vegetação aquática e perifíton.

Todos os indivíduos capturados de *Potamotrygon magdalenae* foram sexados, medidos (Largura do disco, LD; comprimento total, CT) e pesados (P). Os estômagos foram removidos da cavidade abdominal, rotulados e fixados em solução de formol a 10% para posterior análise em laboratório. Os exemplares de tamanhos menores do que 18 cm (AD) foram considerados juvenis, e os superiores a tal tamanho como adultos.

Também foram registradas para as espécies de peixes capturadas, o peso (P) e o comprimento total (CT) e padrão (CP) de cada indivíduo. De cada exemplar identificado, incluindo *Potamotrygon magdalenae*, foi removida uma porção de tecido muscular ($\approx 3\text{cm}^3$), e depois foi rotulada e congelada para sua posterior análise em laboratório. Já que comumente se observam diferenças na dieta segundo o estágio de desenvolvimento e o tamanho do peixe, foram selecionados, quando possível, apenas indivíduos adultos ou de uma mesma classe de tamanho, reduzindo assim a variação intraespecífica nos sinais de ^{13}C e ^{15}N .

As coletas de insetos aquáticos foram feitas com uma peneira e por inspeção, seguindo as recomendações de Roldán (1988, 1992, 2003). As coletas de macrófitas foram feitas na margem do rio.

Finalmente foi realizada a remoção do perifíton da superfície das rochas e de folhas submersas na margem do rio.

Todas as amostras de tecido foram armazenadas separadamente, rotuladas e congeladas para a posterior análise no laboratório.

Análise das amostras e dos dados

Análise de conteúdos estomacais

Uma vez separadas, as presas foram identificadas até o nível taxonômico mais baixo possível, usando as chaves de identificação de Contreras-Ramos (1998), Roldán (1998), Zúñiga & Cardona (2009) e Roldán *et al.* (2014). Após a identificação, cada item presa foi contado e pesado (precisão de 0.001g).

Tamanho amostral

Foi utilizada a curva acumulativa de presas (Ferry & Cailliet, 1996) para determinar o tamanho amostral foi suficiente para descrever com precisão a dieta da espécie. Para elaborar esta curva, e visando reduzir o viés da ordem das amostras, foram feitas 1000 repetições aos valores de riqueza de presas dos estômagos analisados (Colwell, 2005), como é sugerido por Cortés (1997). Para avaliar a sua validade estatística foi realizada uma regressão linear usando os últimos quatro pontos da curva, para verificar se a declividade foi significativamente diferente de uma linha de declive zero (Bizarro *et al.*, 2007). As declividades foram comparadas usando o teste estatístico t-student, e foram consideradas diferentes quando $P > 0.05$, indicando que a curva alcançou a assíntota. Finalmente, para ter uma medida padrão da precisão, foi calculado o coeficiente médio da variação dos pontos finais (Bizarro *et al.*, 2007). Considerando a curta temporada de amostragem e o baixo número de indivíduos por período, o efeito da variação temporal e tamanho na dieta das espécies foi excluído destas análises, sendo sido avaliado apenas o efeito do sexo.

A contribuição de cada item presa à dieta da espécie foi estimada usando três índices quantitativos simples (Hyslop, 1980; Cortés, 1997): o índice de porcentagem de frequência de ocorrência da presa (%FO), que relaciona o número de peixes cujo estômago tem uma presa específica (n) e o número de estômagos analisados (N); o índice de porcentagem numérica de presa (%N), que relaciona o número total de uma presa (Nn) e o número total de todas as presas (Np); e o índice de porcentagem em peso (%P), que relaciona o peso de uma presa (Pp) com o peso total de todas as presas (Pt). As equações destes índices são:

$$\%FO = \frac{n}{N} \times 100 \quad (1)$$

$$\%N = \frac{Nn}{Np} \times 100 \quad (2)$$

$$\%P = \frac{Pp}{Pt} \times 100 \quad (3)$$

Adicionalmente foi calculada a abundância presa-específica (%PAi), de acordo com Brown *et al.* (2012):

$$\%PAi = \sum_{j=1}^n \%A_{ij} n_i^{-1} \quad (4)$$

Onde %A_{ij} é a abundância (por contagem, %PN_i ou peso, %PP_i) da presa *i* no estômago *j* e *n_i* é o número de estômagos que contêm a presa *i*. Para uma quantificação mais robusta da dieta da espécie foi usado o índice de Importância Relativa Presa-específico (%P_{SIRI}). Tal índice desenvolve um tratamento mais equilibrado das medidas relativas da abundância de alimento (Brown *et al.*, 2012). Assim, foi calculado para cada presa *i* da dieta:

$$\%P_{SIRI} = \frac{\%FO_i * (\%PN_i + \%PP_i)}{2} \quad (5)$$

Para descrever a estratégia alimentar da espécie foi utilizada a análise gráfica proposto por Costello (1990) e modificado por Amundsen *et al.* (1996), o qual permite inferir se o predador é especialista ou generalista no nível individual ou populacional, relacionando a frequência de ocorrência de um tipo de presa dada a sua abundância específica.

A porcentagem em peso (%P) de cada presa identificada por sexo foi utilizada para avaliar se essa categoria influenciou a dieta de *Potamortygon magdalenae*. A contribuição do peso de cada presa foi transformada em raiz quadrada e uma matriz de similaridade foi construída com estes dados usando o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (Clarke & Warwick, 2001).

Subsequentemente esta similaridade foi avaliada utilizando uma análise de escalonamento métrico adimensional (nDNM) (Clarke, 1993). Para avaliar a significância dos padrões observados nesta última análise foi aplicada uma análise de similaridade ANOSIM. A estatística R permitiu a identificação de similaridade entre os grupos, com valores próximos de 0 indicando alta similaridade, e valores perto de -1 e 1 diferenças na dieta. Os valores de *P* gerados a partir da estatística R foram considerados significativos quando $P < 0,05$. Uma análise da porcentagem de similaridade (SIMPER) foi realizada para identificar a contribuição de cada categoria de presa e assim identificar similaridades ou diferenças alimentares. Estas análises foram realizadas no software PRIMER V6 (Clarke & Gorley, 2006).

Para realizar estas análises multivariadas foram feitos grupos entre 6 e 10 estômagos por sexo. Um valor médio da porcentagem em peso (%P) foi calculado para cada categoria alimentar, reduzindo assim as categorias de presa com valores de zero e aumentando a eficiência das análises (White *et al.*, 2004). Estes valores médios da porcentagem em peso (%P) de cada categoria presa dos grupos formados foram transformados em raiz quadrada e utilizados para calcular a matriz de similaridade com as medidas de similaridade de Bray-Curtis (Platell *et al.*, 1998).

Foi calculada a amplitude de nicho a partir do índice de Levin's (Krebs, 1999), usando a porcentagem de importância relativa das presas (convertido a proporção, %IIR), segundo a seguinte fórmula:

$$Ba = \frac{\left(\frac{1}{\sum p_j^2} - 1 \right)}{(n-1)} \quad (6)$$

Onde n é o número de categorias de presa e p_j é a proporção de indivíduos encontrados, usando o recurso j , ou a fração de itens na dieta que são da categoria alimentar j . Este índice varia na faixa de 0 a 1, onde valores perto de 0 indicam uma dieta especializada, e perto de 1 expressam uma dieta generalista (Krebs, 1999).

O nível trófico de *Potamotrygon magdalenae* e de cada sexo foi calculado usando o índice proposto por Cortés (1999):

$$TL_i = 1 + \left(\sum_{j=1}^n P_j \times TL_j \right) \quad (7)$$

Onde P_j é a proporção da presa i na dieta do predador j , e TL_j o nível trófico da presa i na dieta do predador j . Os níveis tróficos de cada categoria presa no nível de família, gênero ou espécie foram obtidos de Vander Zanden & Rasmussen (1996) e Vander Zanden *et al.* (1997) (Tabela 1).

Tabela 1. Categorias de presas utilizadas para calcular os níveis tróficos de *Potamotrygon magdalenae* no estudo.

Categoria de presa	Organismos classificados em cada grupo	NT
Peixes	Peixes teleósteos, peixes não identificados.	3.5
Zooplâncton	Cladocera, Copepoda, Ostracoda, Rotifera	2.5
Zoobentos-onívoro	Trichoptera, Ephemeroptera, Plecoptera, Hemiptera, Coleoptera, Diptera, Oligochaeta, Amphipoda, larvas de insetos não identificados e invertebrados bentônicos	2.5
Zoobentos-predador	Odonata, Hirudinea, Megaloptera	3.0
Moluscos	Gastropoda, Pelecypoda	2.0
Caranguejos de rio	Decapoda	3.0
Detritus	Detritos, plantas, lama	1.0
Outros	Anfíbios, mamíferos, aves aquáticas	2.5

Análise de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio

As amostras de tecido muscular dos peixes foram lavadas com água destilada para remover qualquer resíduo que pudesse contaminar as amostras depois foram secadas por 48 horas a 55°C. Posteriormente os lipídeos dos tecidos foram extraídos usando uma solução de

clorofórmio-metanol (2:1) seguindo o método de Hanson & Olley (1963) e secados novamente por 24 horas a 55°C.

Uma vez identificados os grupos ou morfos principais de insetos seguindo as guias de Roldán (1988), as amostras de tecido foram lavadas com água destilada e secadas por 24 horas a 55°C. Para as macrófitas, as amostras foram identificadas seguindo o guia ilustrada de campo de Lot *et al.* (2015). Suas folhas foram lavadas com água destilada e secadas por 48 horas a 55°C. Operifíton coletado não foi identificado, devido a pouca quantidade que representava separá-lo por grupos taxonômicos. Foi secado durante 48 horas a 55°C.

Todas as amostras foram maceradas a um pó fino e homogêneo, utilizando almofariz e pilão de vidro, pesadas (entre 0.8 e 1.2 mg para amostras de tecido animal e entre 2 e 4mg para amostras de tecido vegetal) com precisão de 0.0001, armazenadas em cápsulas de estanho e finalmente encaminhadas aos laboratórios California Davis (The Stable Isotope Facility, SIF), onde as razões de isótopos estáveis de nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) e carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) foram medidas por fluxo contínuo em um espectrômetro de massas de razões isotópicas.

A proporção de isótopos estáveis dos elementos foi expressa pela notação delta (δ), com base em um padrão, segundo a equação proposta por DeNiro & Epstein (1978): $\delta^{15}\text{N}$ o $\delta^{13}\text{C}$ = $1000((R_{\text{amostra}} / R_{\text{padrão}}) - 1) \times 1000$, onde R_{amostra} e $R_{\text{padrão}}$ são os coeficientes molares dos isótopos pesados sobre os leves presentes na amostra e o padrão respectivamente ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). As unidades de medida foram expressas em partes por mil (‰) dos padrões internacionais, os quais são a Pee Dee Belemnite (PDB) para carbono e cujo valor é de 0.011 ‰; e o nitrogênio atmosférico N_2 para nitrogênio com valor de 0.004 ‰.

Análise estatística de dados

A normalidade e homogeneidade de variância dos dados foram avaliadas pelo teste de Shapiro Wilk e Bartlett, respectivamente. Como os dados cumpriram estas suposições, o teste t de Student foi utilizado para avaliar diferenças significativas nos sinais $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ entre os sexos e entre os períodos hidrológicos para *P. magdalenae*. Todos estes testes foram realizados na linguagem de programação R (R Development Core Team, 2007). Os

resultados são expressos através da média $\pm$ desvio padrão (SD). Para determinar se existia uma relação entre a largura de disco (LD) e os valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, foi realizada uma regressão linear.

Estimativa do nível trófico e amplitude de nicho populacional

O nível trófico das espécies foi avaliado utilizando as abundâncias de nitrogênio no tecido muscular, comparando suas taxas de isótopos de nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) com os padrões internacionais. A posição trófica relativa (PT) de cada espécie foi estabelecida seguindo a fórmula de Post (2002):

$$PT = \lambda + \frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{Predador}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{Base}}}{\Delta_n} \quad (8)$$

Onde:

λ = posição trófica do componente base da cadeia trófica (tomado de Vander Zanden *et al.*, 1997), Δ_n : Valor teórico de enriquecimento em $\delta^{15}\text{N}$ por nível trófico (2.54‰, Vanderklift & Ponsard, 2003), $\delta^{15}\text{N}_{\text{Predador}}$: Média de $\delta^{15}\text{N}$ determinado no estudo para *P. magdalenae* e para cada peixes ósseo, $\delta^{15}\text{N}_{\text{Base}}$: Média de $\delta^{15}\text{N}$ determinado para a presa baseado estudo (4.95‰).

O perifíton foi considerado como o componente baseada rede trófica (atribuindo um valor de $\lambda = 1,0$). O valor do Δ_n utilizado foi de 2,54 ‰, valor médio de fracionamento trófico encontrado na meta-análise de Vanderklift & Ponsard (2003), pois os valores específicos de fracionamento trófico para peixes de água doce têm sido estimados para poucas espécies.

As relações tróficas entre os subgrupos (fêmeas e machos; período hidrológico) de *P. magdalenae* e entre ela e as espécies de peixes ósseos foram avaliadas a partir das elipses isotópicas no espaço bi-dimensional (Jackson *et al.*, 2011).

Primeiramente, foi calculada a área padrão da elipse (APE) e a área padrão da elipse corrigida (APEc) como uma medida que incorpora uma correção para eliminar o

viés associado aos diferentes tamanhos de amostra (Jackson *et al.*, 2011). No entanto, para permitir uma interpretação probabilística das diferenças entre o tamanho do nicho isotópico dos subgrupos e obter uma idéia geral sobre a incerteza associada à variação dos dados de cada um, foi calculada a área padrão da elipse Bayesiana (APEb) e a sobreposição entre as elipses, considerando para este último caso, os valores perto de 1 como uma alta sobreposição. O modelo desta abordagem bayesiana considera a média e a variância dos dados de cada subgrupo, com o objetivo de obter estimadores posteriores, e finalmente, as distribuições posteriores a partir de 10000 simulações de Monte Carlo via Cadeias de Markov (MCCM) (Jackson *et al.*, 2011). Todas as análises foram desenvolvidas com o pacote SIBER (Jackson *et al.*, 2011) do software R (R Core Team 2016).

Contribuição percentual das presas à dieta do predador (Polígonos de mistura simulados “simulated mixing polygons” e Modelos de mistura Bayesiano, MixSIAR)

Uma vez determinadas as espécies mais importantes na dieta de *P. magdalena* por meio de ACE, foi realizada uma comparação entre seus sinais isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e os sinais das suas presas com o objetivo de estabelecer a proporção na qual as presas consumidas são assimiladas.

Primeiramente foram realizados os polígonos de mistura simulados (Smith *et al.*, 2013), os quais baseiam-se em simulações Monte Carlo para avaliar a probabilidade que um modelo de mistura proposto explique os sinais isotópicos de todos os consumidores. Estes polígonos de mistura são repetidos utilizando as distribuições das fontes da dieta propostas e os fatores de enriquecimento trófico, sendo calculada a proporção dos polígonos que tem uma solução (que satisfaçam um ponto no polígono). Esta proporção pode ser interpretada como a probabilidade de que o modelo de mistura proposto possa calcular as contribuições da fonte para explicar o sinal isotópico de um consumidor. Este procedimento gera uma base quantitativa para rejeitar o modelo, para excluir os consumidores (aqueles que estão fora da região de mistura de 95%) e para a correção dos fatores de enriquecimento trófico (Smith *et al.*, 2013). Esta simulação suporta a validade dos dados da composição da dieta, e indica se existe uma solução matemática que satisfaça a geometria dos modelos de mistura (Smith *et al.*, 2013).

Uma vez eliminados os consumidores que ficaram fora do contorno de 5%, foi realizado o modelo de mistura Bayesiano MixSIAR do programa R Studio (Parnell *et al.*, 2013; Stock & Semmens, 2013). Esta análise gera um modelo de mistura ajustado em um diagrama de dispersão de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ a partir de um marco Bayesiano para estimar as possíveis contribuições das fontes, incorporando tanto os efeitos fixos como os aleatórios associados com a mistura da população. Os modelos de mistura Bayesianos relacionam os valores médios e o desvio padrão dos sinais isotópicos das presas e do predador, assim como o fracionamento presente entre ambos, com o objetivo de determinar a contribuição relativa de cada uma das presas à dieta do consumidor (Moore & Semmens, 2008; Parnell *et al.*, 2010).

Para estes modelos foram usados os valores de discriminação trófica de McCutchan *et al.*, (2003) ($\delta^{13}\text{C} = 0.5 \pm 0.13 \text{ SD}$) e Vanderklift & Ponsard (2003) ($\delta^{15}\text{N} = 2.5 \pm 0.11 \text{ SD}$), já que deram melhores resultados nos polígonos simulados do que os fatores de enriquecimento propostos por Hussey *et al.* (2010) e Kim *et al.* (2012). Os valores isotópicos das presas utilizadas no modelo de mistura foram obtidos a partir das amostras coletadas na área de estudo.

RESULTADOS

Descrição dos locais de coleta

Os pontos onde foram realizadas as coletas estão resumidos na Tabela 2. Quando os pontos estiveram muito próximos, foram considerados como um único ponto.

Tabela 2. Características dos pontos de coleta. As coordenadas se expressam em graus decimais.

Pontos de coleta	Metros acima do nível do mar	Longitude	Latitude	Características gerais
Terronera Palagua	145	-74.562	6.080	Presença de pastagens, gado e culturas. Ponto próximo a uma fábrica de cimento e outra de extração de petróleo.
Caño San Pablo	142	-74.582	6.203	Canal de águas de cor preta, com um alto despejo de matéria orgânica das casas próximas. Atividades agropecuárias como criação de gado e cultivo de pastos. Vegetação arbustiva
Confluencia Río Samaná-Norte- Río Magdalena	142	-74.583	6.206	Foz do rio Samaná, de águas mais claras e temperaturas mais baixas. Pequena descarga de matéria orgânica. Pastos na beira do rio. Atividades de criação extensiva (gado, búfalos). Presença de culturas de subsistência, casas e atividades de mineração.
La Huesería		-74.615	6.213	Ponto sobre o rio Samaná Norte. Pastos, na margem do rio. Atividades pecuárias e mineração.
La Pesca		-74.592	6.204	Ponto sobre o rio Samaná Norte. Vegetação ribeirinha tipo pasto. Atividades pecuárias, turismo e pontos de mineração perto. Presença de uma fazenda com drenos para o rio.
Peñón San Francisco	142	-74.558	6.213	Ponto do lado de um penhasco, influenciado pelas águas do rio Samaná Norte. Presença de pastos e gado.
Caño El Estanco	136	-74.553	6.232	Pequeno canal, águas escuras, rasas, odor muito forte. Atividades de criação, culturas de subsistência e pastagens. Granjas perto da beira do rio com canais que drena esgotos diretamente ao rio. Estrada perto do canal.
Manso el Estanco	136	-74.545	6.244	Ponto sobre o rio Magdalena com influência direta das águas de Caño El Estanco. Presença de pastos e gado.
La suiza	135	-74.536	6.270	Canal com aporte de esgoto. Granjas perto ao canal, com atividades de criação e pastagens.
Peña Maporita	132	-74.505	6.294	Atividades de criação e presença de pastos e arbustos na margem do rio.
San Víctor	130	-74.477	6.308	Beira do rio com pastos e atividades de criação. Presença de algumas granjas.
Caño Trapo	136	-74.470	6.316	Canal de águas pretas, com altos aportes de matéria orgânica. Atividades de mineração. Vegetação densa na beira do canal com grandes árvores e samambaias. Atividades agrícolas.
Manso arriba de Caño Trapo	144	-74.470	6.315	Ponto com influência das águas de Caño Trapo. Vegetação arbustiva e pastos.
Caño Baúl	124	-74.440	6.332	Canal de águas pretas, com altos aportes de matéria orgânica. Atividades de mineração. Vegetação densa na beira do canal com grandes árvores e samambaias. Atividades agropecuárias.
Manso El Ermitaño	132	-74.527	6.272	Ponto de sedimentação do rio onde se forma uma praia de areia fina. Presença de pastos com gado e búfalos.
La Holanda	130	-74.464	6.323	Área aberta com pastos e gado. Algumas árvores na beira do rio.
Terronera Rebeca	126	-74.450	6.341	Presença de pastos e alguns arbustos. Presença de búfalos.
Terronera Cartamira		-74.497	6.363	Beira do rio com arbustos e pastos. Presença de gado e búfalos.
Terronera Piedralinda	123	-74.431	6.375	Ponto do lado de um penhasco, com vegetação densa, grandes árvores na beira do rio, mas presença de pastos e gado.

Hábitos alimentares

Foram analisados 74 estômagos (41 estômagos para fêmeas, 30 para machos e três dos quais não se obteve o dado de sexo); três estômagos estiveram vazios, obtendo-se assim um coeficiente de vacuidade de 4.05%.

Os estômagos analisados pertenceram a indivíduos entre 7.5 e 22.25 cm LD, dos quais 59 foram juvenis (32F : 27M) e 12 adultos (9F : 3M); com machos entre 7.6 e 21 cm LD (média $\pm$ SD = 13.36 ± 2.79), e fêmeas entre 7.5 e 22.5 cm LD (14.14 ± 3.96) (Fig. 2).

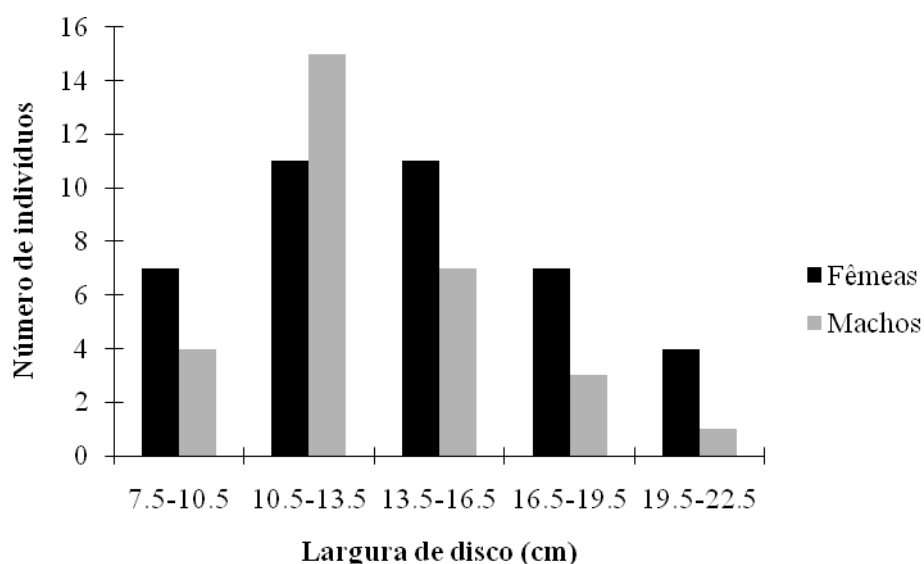


Figura 2. Distribuição de frequências de tamanhos por sexo dos indivíduos analisados de *Potamotrygon magdalenae*.

Tamanho amostral

A curva acumulativa de presas da espécie (Fig. 3a) e as medidas de precisão calculadas (Tabela 3) indicaram que o número de estômagos analisados foi suficiente para descrever com precisão a dieta da mesma (Fig. 3a), porém, insuficiente para fêmeas e machos em separado (Fig. 3b,c).

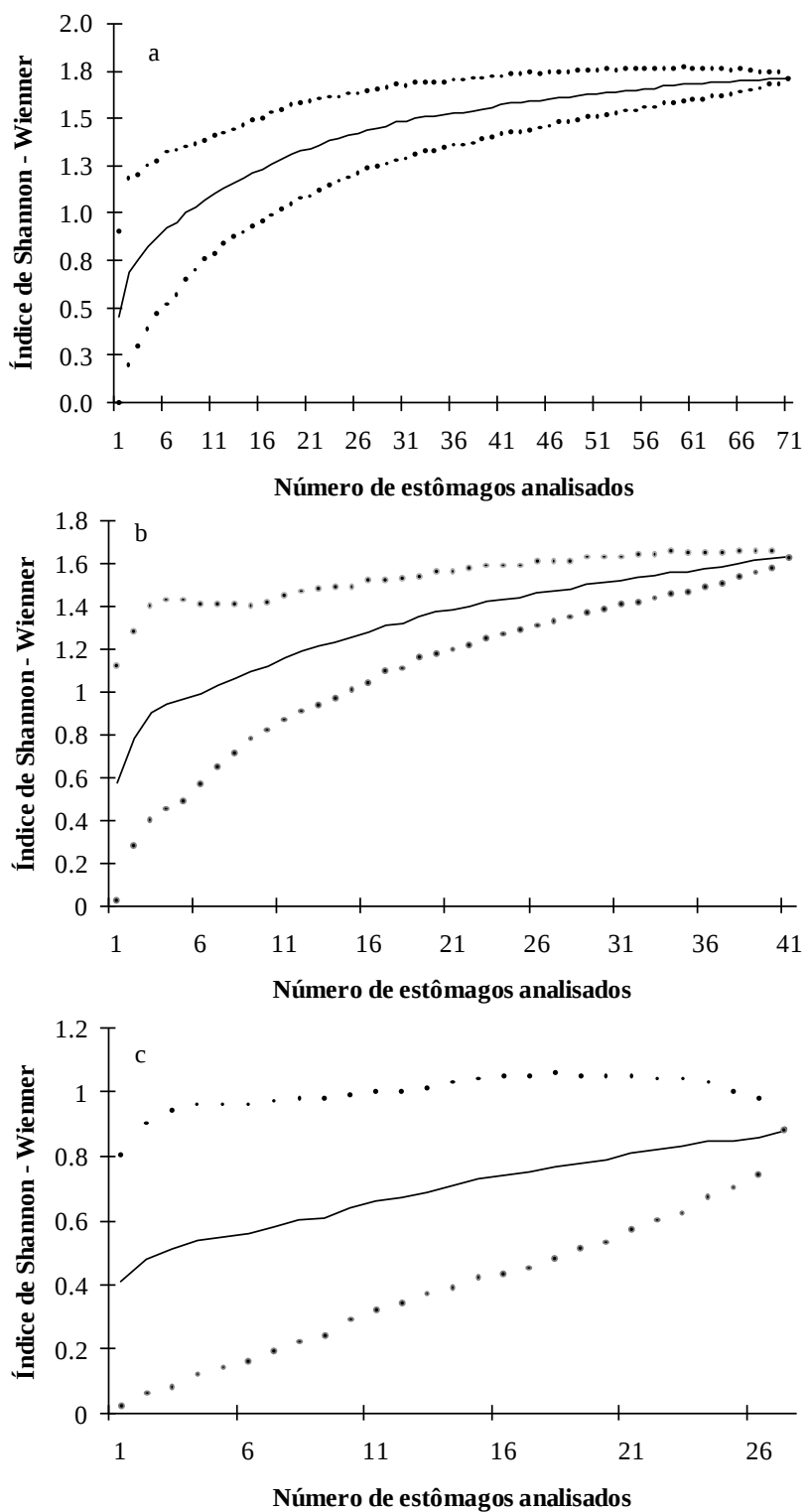


Figura 3. Curvas acumulativas de presas de *Potamotrygon magdalenae* (a), e suas respectivas categorias (b= fêmeas, c= machos). A linha sólida é a diversidade de presas acumulada e as linhas pontilhadas o desvio padrão.

Tabela 3. Valores de t-student para a média (m) dos quatro pontos finais da curva acumulativa de presas, bem como o seu respectivo valor do coeficiente de variação (CV). Valor de $P > 0.05$ indica que o declive é igual a zero.

<i>Potamotrygon magdalenae</i>	n	t-student m	P	CV
Total	75	1.7321	>0.05	0.000
Fêmeas	41	4.3027	<0.05	0.008
Machos	29	4.3027	<0.05	0.016

Estratégia alimentar da espécie

Foram identificados 45 itens alimentares na dieta da espécie, os quais foram agrupados em 12 grandes grupos para uma maior homogeneidade nas análises (Planariidae, Nematoda, Mollusca, Diplostraca, Oligochaeta, Trichoptera, Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Restos de insetos, Teleostei, Sementes). Seis das doze categorias de presas tiveram um baixo aporte em número, peso e ocorrência, sendo consideradas como presas ocasionais e mostrando que a dieta de *Potamotrygon magdalenae* se baseou em insetos, especialmente os pertencentes à ordem Diptera.

Em relação à porcentagem da frequência de ocorrência (%FO) encontrou-se que a categoria de presa mais representativa na dieta de *P. magdalenae* foi Diptera (76.05%), seguidos de restos de insetos (50.70%). Dentro de Diptera, as larvas da família Chironomidae e Ceratopogonidae foram as mais frequentes (Tabela 4).

Em relação ao número, se encontraram um total de 42157 presas, destacando-se novamente a categoria Diptera com uma porcentagem em número (%N) de 49.54%, seguida de restos de insetos (44.29%). Os itens alimentares mais abundantes foram os insetos n.i (%N= 44.26) e larvas de diptera n.i (%N= 26.96), mostrando que poucas presas foram abundantes (Tabela 4). Igualmente, restos de insetos (77.66%) e Diptera (56.73%) foram as categorias que apresentaram as maiores abundâncias presa-específica (%P_N).

Em relação ao peso das presas, se registrou um total de 36.78g, dos quais, 34.71% corresponderam à categoria restos de insetos e 28.37% a oligoquetos. Os 36.93% restantes

da biomassa de presas se distribuiu nas outras dez categorias (Tabela 4). Em relação aos pesos presa-específicos, novamente restos de insetos destacaram-se (% P_p = 72.47) seguidos de Diptera (% P_p = 53.26).

Os resultados do índice de importância relativa específica das presas (% P_{SIRI}) mostraram que a dieta de *P. magdalenae* baseia-se principalmente em insetos da ordem Diptera (41.83%), seguidos de restos de insetos (38.06%) (Tabela 4).

Tabela 4. Índices numéricos que descrevem a dieta de *Potamotrygon magdalena* na área de estudo. % FO = porcentagem em frequência de ocorrência, % N = porcentagem em número, % P_N = porcentagem em número presa-específico, % P = porcentagem em peso, % P_p = porcentagem em peso presa-específico, % IIR = porcentagem do índice de importância relativa, % P_{SIRI} = índice de importância relativa presa-específica.

Categorias de presa	% FO	%N	%P_N	%P	%P_p	%IIR	%P_{SIRI}
Phylum Platyhelminthes							
Planariidae	7.04	0.045	11.52	0.03	16.69	0.01	0.99
Phylum Nematoda	4.22	0.014	3.62	0.04	1.66	0.00	0.11
Phylum Mollusca	4.22	0.10	21.13	1.09	34.51	0.05	1.17
Classe Bivalvia	1.41	0.04	53.57	1.07	99.75	0.02	1.08
Classe Gastropoda							
Planorbidae	1.41	0.07	4.91	0.02	1.89	0.00	0.05
Subfilo Crustacea							
Ordem Diplostraca	2.82	0.03	1.31	0.00	0.83	0.00	0.03
Phylum Annelida							
Classe Oligochaeta	15.49	0.40	28.13	28.37	45.82	4.46	5.73
Phylum Arthropoda							
Classe Insecta							
Ordem Trichoptera	23.94	0.40	13.00	8.00	14.61	2.01	3.31
Glossosomatidae	1.41	0.00	1.43	0.06	1.94	0.00	0.02
Leptoceridae	4.22	0.03	5.50	0.16	10.14	0.01	0.33
<i>Atanotolica</i> sp.	1.41	0.02	9.30	0.08	4.49	0.00	0.10
Hydropsychidae	1.41	0.02	10.00	0.16	5.53	0.00	0.11
Larvas Trichoptera ni.	18.31	0.33	14.14	7.54	15.85	2.21	2.75
Ordem Coleoptera	26.76	0.15	5.34	1.80	5.39	0.52	1.44
Elmidae	9.86	0.05	2.33	0.12	2.72	0.02	0.25
<i>Macrelmis</i> sp.	4.22	0.01	3.88	0.03	0.49	0.00	0.09
Hydrophilidae	2.82	0.00	3.08	0.05	0.33	0.00	0.05
Staphylinidae	1.41	0.00	1.92	0.03	0.82	0.00	0.02

Ptilodactylidae	5.63	0.02	1.28	0.11	4.68	0.01	0.17
-----------------	------	------	------	------	------	------	------

Tabela 2 (continuação)

Restos de Coleoptera	12.68	0.06	6.71	1.46	6.86	0.30	0.86
Ordem Diptera	76.06	49.54	56.73	15.85	53.26	49.76	41.83
Larvas Ceratopogonidae ni.	43.66	12.53	20.07	1.94	18.61	9.69	8.44
Larvas Chironomidae ni.	64.79	9.88	35.39	9.36	36.37	19.13	23.25
Pupas	16.90	0.08	10.80	0.11	13.27	0.05	2.03
Larvas Dolychopodidae ni.	1.41	0.00	2.27	0.03	0.23	0.00	0.02
Empididae	5.63	0.03	3.47	0.01	6.43	0.00	0.28
Muscidae							
<i>Lispe</i> sp.	1.41	0.00	1.43	0.03	0.92	0.00	0.02
Larvas Diptera ni.	18.31	26.96	50.64	4.38	33.79	8.80	7.73
Pupas Diptera ni.	1.41	0.04	8.00	0.00	0.62	0.00	0.06
Ordem Ephemeroptera	22.53	4.96	23.08	8.57	27.199	3.051	5.66
Euthyplociidae	1.41	0.02	10.46	0.38	22.40	0.01	0.23
<i>Euthyplocia</i> sp.	1.41	0.02	47.06	0.20	27.14	0.00	0.52
Leptophlebiidae	1.41	0.01	0.33	0.85	16.15	0.02	0.12
<i>Terpides</i> sp.	1.41	0.01	4.28	0.04	1.38	0.00	0.04
<i>Thraulodes</i> sp.	2.82	0.11	28.47	1.17	32.87	0.05	0.86
<i>Traverella</i> sp.	4.22	0.03	10.20	0.13	2.31	0.01	0.26
Oligoneuriidae	1.41	0.02	7.95	0.06	10.73	0.00	0.13
<i>Lachlania</i> sp.	1.41	0.01	7.14	0.14	4.61	0.00	0.08
Polymitarcyidae	2.82	0.35	2.11	0.48	15.69	0.04	0.25
Larvas Ephemeroptera ni.	16.90	4.40	16.69	5.49	20.72	2.56	3.16
Restos de insetos	50.70	44.29	77.66	34.71	72.47	40.08	38.06
Insetos n.i	43.24	44.26	89.38	34.25	80.78	52.08	37.15
Ordem Hemiptera							
Notonectidae	1.41	0.00	0.24	0.00	0.75	0.00	0.01
Restos Hemiptera	1.41	0.00	0.71	0.08	10.50	0.00	0.08
Ordem Hymenoptera							
Formicidae	1.41	0.00	0.89	0.01	2.50	0.00	0.02
Ordem Lepidoptera							
Larvas ni.	2.82	0.00	1.29	0.03	1.01	0.00	0.03
Ordem Odonata							
Libellulidae	1.41	0.00	1.43	0.01	0.37	0.00	0.01
Odonata	5.63	0.01	4.78	0.32	22.07	0.03	0.76
Ordem Plecoptera	1.41	0.00	0.02	0.00	0.38	0.00	0.00
Teleostei							
Restos de peixes ósseos ni.	4.22	0.01	3.07	1.05	10.11	0.04	0.28
Sementes	7.04	0.03	19.09	0.09	20.10	0.01	1.38

De acordo com a análise gráfica da estratégia alimentar, *P. magdalenae* apresentou uma alta frequência de ocorrência e abundância presa-específica para Diptera, seguida de restos de insetos, indicando uma tendência à especialização populacional no consumo destes itens (Fig. 4a). Este gráfico também indicou que não se apresentou especialização do tipo individual em qualquer item presa, e que categorias como Sementes, Planariidae, Teleostei, Nematoda e Diplostraca podem ser consideradas ocasionais por apresentar baixos valores de abundância e consumo (Fig. 4a). Nos machos a frequência e abundância de restos de insetos foram maiores do que nas fêmeas, com as categorias Sementes, Mollusca e Planariidae, apresentando uma menor frequência e abundância (Fig. 4b, c). No caso das fêmeas, Diptera, Oligochaeta e Ephemeroptera mostraram valores de abundância um pouco mais elevados.

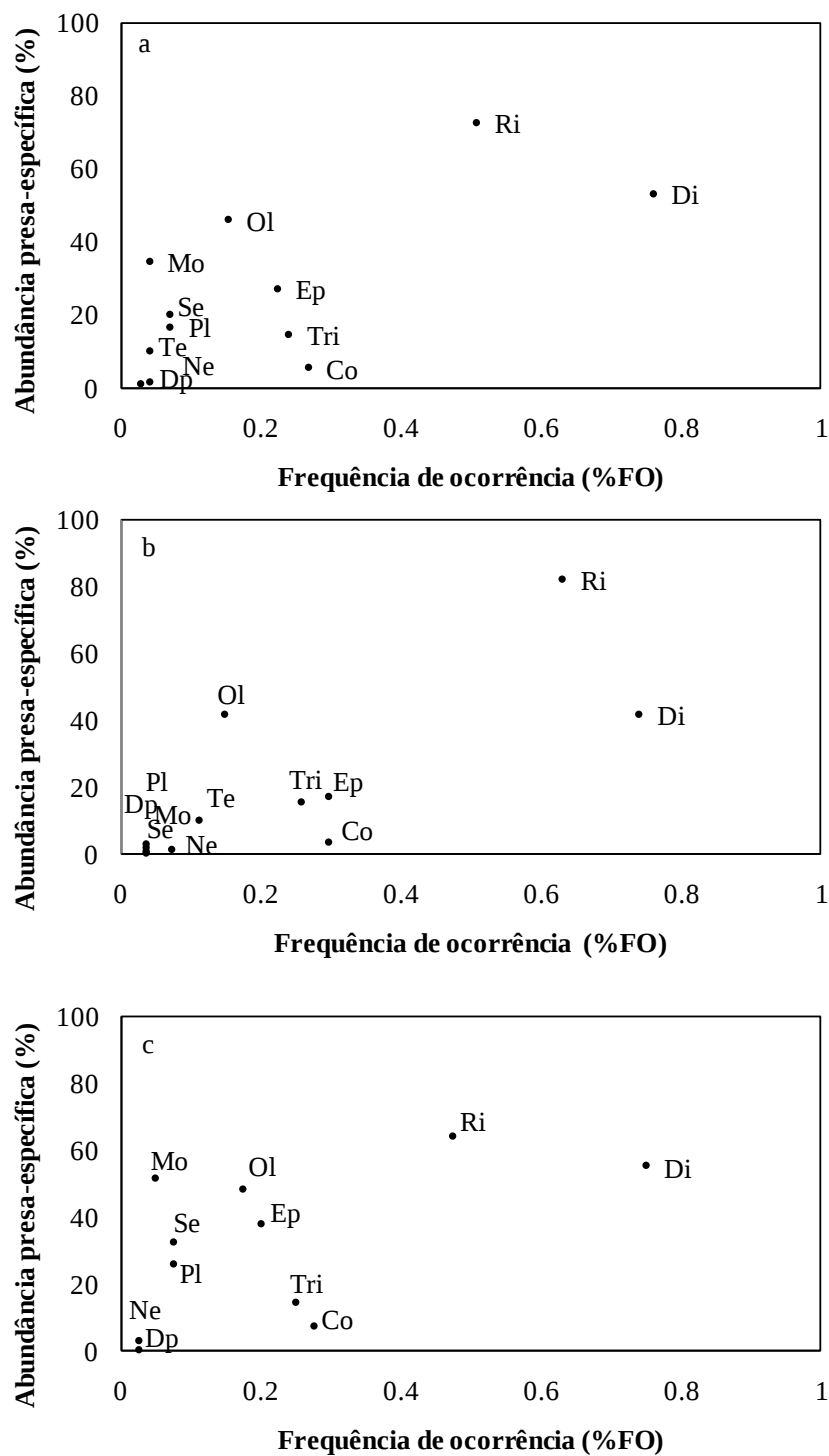


Figura 4. Análise gráfica da estratégia alimentar de *Potamotrygon magdalenae* (a), e suas respectivas categorias (b= machos, c=fêmeas). (Co) Coleoptera, (Dp) Diplostraca, (Di) Diptera, (Ep) Ephemeroptera, (Mo) Mollusca, (Ne) Nematoda, (Ol) Oligochaeta, (Te) Teleostei, (Pl) Planariidae, (Ri) Restos de insetos, (Se) Sementes, (Tri) Trichoptera.

Efeito do sexo na dieta

As análises de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) e de similaridade (ANOSIM) não mostraram diferenças significativas na dieta entre os sexos de *P. magdalenae* (R: 0.05, P=0.31) (Fig.5), sendo este resultado condicionado pelo alto consumo de dipteros em ambos sexos.

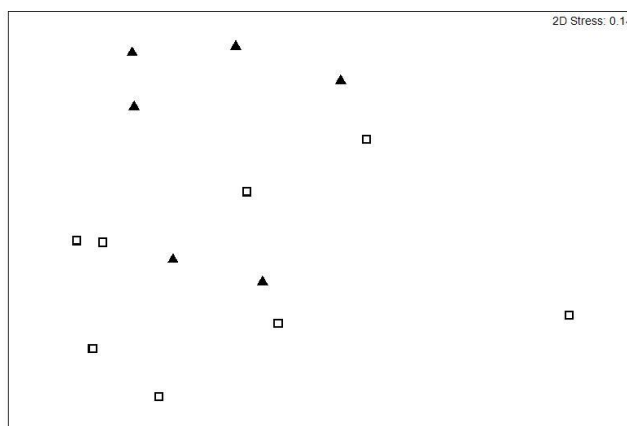


Figura 5. Análises de escalonamento multidimensional não métrico dos dados gravimétricos médios (porcentagem em peso (%P)) para fêmeas (□) e machos (▲) de *Potamotrygon magdalenae*.

Amplitude de nicho e nível trófico

O valor da amplitude de nicho calculado a partir dos 45 componentes da dieta de *P. magdalenae* foi de 0.045, e incluindo as 12 categorias de presa, foi de 0.10; ambos indicando uma dieta especializada (Tabela 5). O mesmo comportamento da amplitude de nicho foi observado para fêmeas e machos (Tabela 5).

Tabela 5. Amplitude de nicho e nível trófico de *Potamotrygon magdalenae* e categorias analisadas (fêmeas, machos).

	Amplitude de nicho	Categorias dietárias	Nível trófico
	Itens dietários		
<i>Potamotrygon magdalenae</i>	0.045	0.130	3.50
Fêmeas	0.085	0.104	3.49
Machos	0.012	0.068	3.49

Obteve-seum nível trófico de 3.5 para a espécie, e para fêmeas e machos um nível trófico de 3.49 (Tabela 5).

Ecologia trófica de *Potamotrygon magdalenae* a partir da análise de isótopos estáveis de Carbono e Nitrogênio

Foi obtido o sinal isotópico de 24 indivíduos, seis fêmeas e seis machos noperíodo de águas altas e o mesmo número no período de águas baixas (Tabela 6).

Tabela 6. Número de amostras do tecido muscular de *Potamotrygon magdalenae* para cada período e sexo, suas respectivas classes de tamanho (LD) e valores (média $\pm$ desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰).

Período	Sexo	N	LD (Média $\pm$ SD)	Mín (cm)	Máx (cm)	$\delta^{13}\text{C}$ (Média $\pm$ SD)	$\delta^{15}\text{N}$ (Média $\pm$ SD)
Águas altas	Fêmeas	6	14.05 $\pm$ 4.26	11	22.5	-25.85 $\pm$ 2.80	10.84 $\pm$ 0.88
Águas altas	Machos	6	13.87 $\pm$ 2.66	10.5	17.3	-25.49 $\pm$ 3.14	11.19 $\pm$ 0.53
Águas altas	<i>P. magdalenae</i>	12				-25.67 $\pm$ 2.84	11.02 $\pm$ 0.72
Águas baixas	Fêmeas	6	14.32 $\pm$ 2.87	11	19	-26.43 $\pm$ 1.16	10.58 $\pm$ 0.39
Águas baixas	Machos	6	14.22 $\pm$ 2.22	12	18	-26.76 $\pm$ 2.01	10.70 $\pm$ 0.39
Águas baixas	<i>P. magdalenae</i>	12				-26.60 $\pm$ 1.58	10.64 $\pm$ 0.41

Além disso, obteve-se o sinal isotópico de 147 indivíduos, correspondendo a 16 espécies de peixes ósseos coletados, cincocategorias de insetos, entre os quais se encontram alguns registrados como presas nos ACE de *P. magdalenae* neste estudo, e que foram agrupadas assim devido ao baixo número de amostra. Além dos sinais de dos componentes da base da rede (Tabela 7, Anexo 1).

Tabela 7. Valores (média $\pm$ desviopadrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) dos organismos coletados em uma área do médio Magdalena. E=Elasmobrânquio, PO= Peixe ósseo, I= Inseto, P= Perifíton e M= Macrófitas C_3 .

Espécie	Cat.	N	$\delta^{13}\text{C}$	SD	Min	Max	$\delta^{15}\text{N}$	SD	Mín	Max
<i>Potamotrygon magdalenae</i>	E	24	-26.13	2.30	-29.53	-21.52	10.83	0.60	9.97	12.39
<i>Pseudopimelodus</i> sp.	PO	6	-23.37	1.61	-25.45	-21.19	11.66	0.55	10.91	12.51
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	PO	8	-25.74	1.25	-27.11	-23.64	11.65	0.65	10.21	12.49
<i>Pimelodus grosskopfii</i>	PO	6	-23.03	2.60	-27.59	-19.97	10.28	0.71	9.38	11.09
<i>Pimelodus blochii</i>	PO	6	-27.47	3.19	-31.53	-22.38	8.95	1.15	7.59	10.61
<i>Megalonema xanthum</i>	PO	6	-23.42	0.95	-24.85	-22.42	11.09	0.30	10.79	11.39
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	PO	6	-24.95	1.44	-26.41	-22.67	11.12	1.00	9.68	12.21
<i>Spatuloricaria gymnogaster</i>	PO	6	-22.43	0.27	-22.82	-22.07	11.76	0.89	10.77	12.98
<i>Trachelyopterus insignis</i>	PO	6	-23.29	0.76	-24.10	-22.13	10.40	0.89	9.36	11.61
<i>Centrochir crocodili</i>	PO	6	-26.83	2.17	-29.44	-24.92	10.69	0.61	9.92	11.33
<i>Leporinus muyscorum</i>	PO	6	-25.36	2.34	-28.17	-22.88	11.42	0.72	10.47	12.42
<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	PO	5	-24.54	2.82	-28.73	-21.59	10.55	0.75	9.48	11.35
<i>Astyanax magdalenae</i>	PO	6	-22.90	2.56	-25.06	-18.04	9.26	1.49	6.82	11.27
<i>Cynopotamus magdalenae</i>	PO	6	-26.69	1.89	-29.93	-25.24	11.66	0.53	11.17	12.43
<i>Curimata mivartii</i>	PO	6	-31.63	2.15	-33.67	-28.43	9.05	0.93	7.99	10.22
<i>Prochilodus magdalenae</i>	PO	6	-29.60	5.69	-38.18	-22.90	7.76	1.99	5.55	10.25
<i>Triportheus magdalenae</i>	PO	6	-21.17	1.78	-23.42	-18.24	9.07	0.64	7.93	9.86
Chironomidae	I	2	-23.54	0.52	-23.90	-23.17	11.30	0.18	11.17	11.43
Ephemeroptera	I	5	-25.31	0.32	-25.72	-24.85	10.35	0.36	9.85	10.71
Trichoptera	I	4	-24.13	0.80	-24.86	-23.34	8.63	3.26	5.75	11.49
Gerridae	I	5	-24.43	0.46	-25.05	-23.79	8.67	0.41	8.03	9.02
Coleoptera	I	10	-25.58	2.61	-28.04	-19.86	5.76	1.04	4.12	7.50
Perifiton	P	6	-26.20	2.95	-28.77	-20.57	4.95	1.86	2.41	6.86
<i>Eichhornia crassipes</i>	M (C_3)	6	-31.23	1.52	-33.40	-28.81	9.56	1.68	8.02	12.70

O sinal isotópico de *P. magdalenae* e de algumas espécies da rede estão próximos ao sinal do perifiton, o que o indica como uma das potenciais fontes de carbono para a espécie foco do estudo e para outras espécies da rede (Fig. 6). Também se observou que as macrófitas têm menor importância como base destas cadeias e no fluxo de carbono.

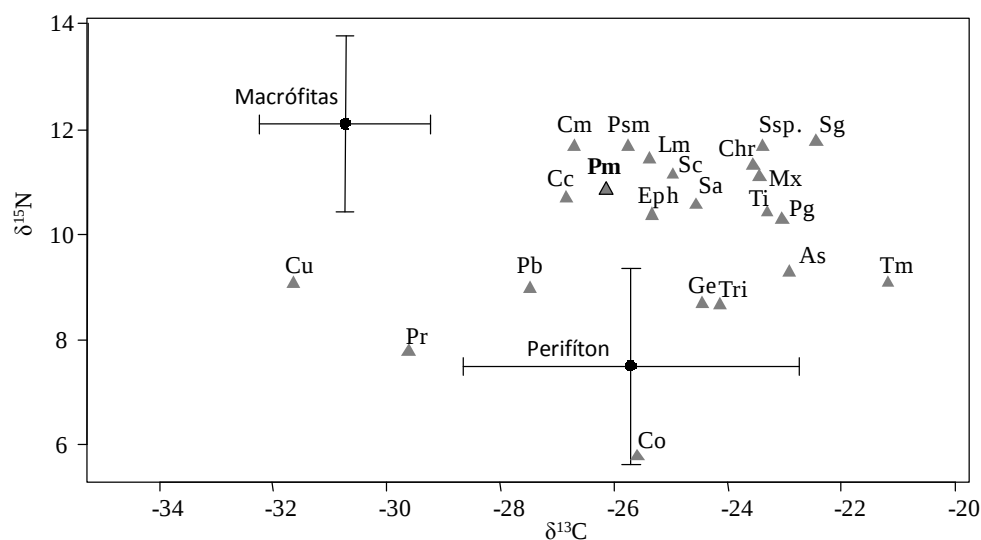


Figura 6. Composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (média e desvio padrão) das fontes primárias corrigidas segundo o factor de discriminação, e de todos os consumidores (média). *Potamotrygon magdalenae* (Pm) se destaca. (Cu) *Curimata mivartii*, (Pr) *Prochilodus magdalenae*, (Pb) *Pimelodus blochii*, (Cc) *Centrochir crocodili*, (Ssp.) *Pseudopimelodus* sp., (Psm) *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, (Pg) *Pimelodus grosskopfii*, (Cm) *Cynopotamus magdalenae*, (Lm) *Leporinus muyscorum*, (Sc) *Sorubim cuspidatus*, (Sa) *Sternopygus aequilabiatum*, (As) *Astyanax magdalenae*, (Mx) *Megalonema xanthum*, (Ti) *Trachelyopterus insignis*, (Sg) *Spatuloricaria gymnogaster*, (Tm) *Triportheus magdalenae*, (Chr) Chironomidae, (Ge) Gerridae, (Tri) Trichoptera, (Co) Coleoptera, (Eph) Ephemeroptera.

Diferenças intraespecíficas

Foi determinado que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em *P. magdalenae* apresentaram uma distribuição normal ($W=0.94$, $p=0.18$ e $W=0.93$, $p=0.10$ respectivamente) e cumpriram com a suposição de homocedasticidade (Bartlett's K-squared= 3.47, $p=0.06$ e 3.18, $p=0.07$). Não foi observado um efeito significativo da LD nos sinais de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *P. magdalenae* (Tabela 8, Fig.7).

Tabela 8. Relação do tamanho (LD) de fêmeas e machos de *Potamotrygon magdalenae* como sinais de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$.

Espécie/Isótopos	Coeficientes	Erro padrão	t	p-valor
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)				
<i>Potamotrygon magdalenae</i>	-0.05	0.04	-1.18	0.25
Fêmeas	-0.06	0.06	-0.99	0.35
Machos	-0.03	0.07	-0.46	0.66
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)				
<i>Potamotrygon magdalenae</i>	0.10	0.17	0.59	0.56
Fêmeas	0.15	0.18	0.80	0.45
Machos	5.1E-05	3.5E-01	0.00	0.99

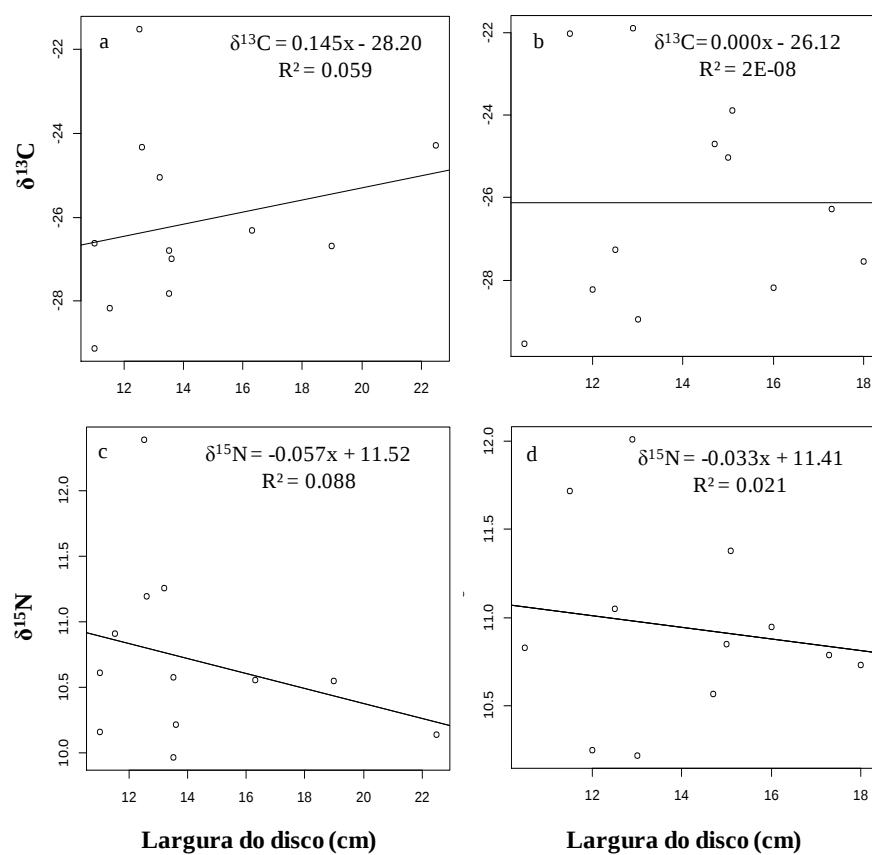


Figura 7. Relação entre a largura do disco (LD) e $\delta^{13}\text{C}$ para: a) fêmeas, b) machos, e de $\delta^{15}\text{N}$ para c) Fêmeas, d) Machos de *Potamotrygon magdalenae*.

Embora o sinal isotópico de $\delta^{15}\text{N}$ para machos foi maior do que o das fêmeas nos dois períodos hidrológicos, e o sinal isotópico médio de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ por período diminuiu no período de águas baixas (Tabela 6), não foi identificado um efeito significativo do sexo nem do período hidrológico, nem da sua interação nos sinais isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *P. magdalenae* (Tabela 9, Fig. 8).

Tabela 9. Comparações intraespecíficas avaliando o efeito do sexo e o período hidrológico no sinal de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ de *Potamotrygon magdalenae*. É mostrado o valor do estatístico e p-valor de cada teste univariado.

	$\delta^{13}\text{C}$		$\delta^{15}\text{N}$	
	Estatística	p-valor	Estatística	p-valor
Sexo	t = -0.02	0.99	t = -0.94	0.36
Período hidrológico	t = 0.99	0.33	t = 1.58	0.13
Sexo * Período	F = 0.12	0.73	F = 0.21	0.65

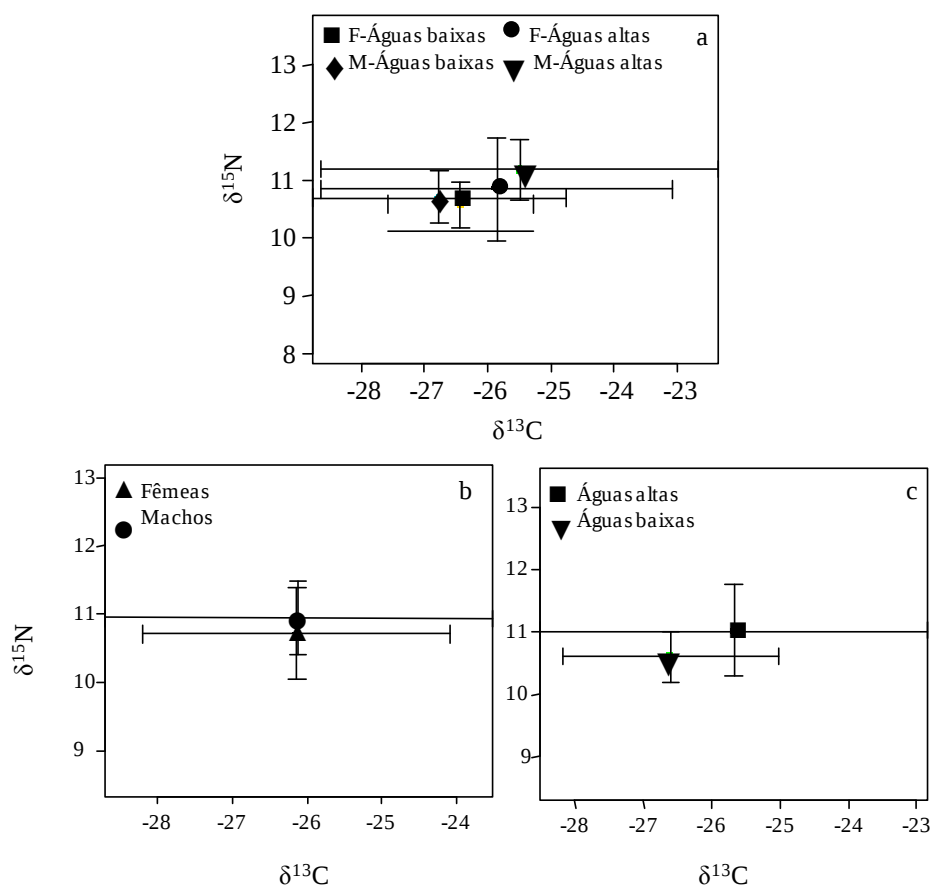


Figura 8. Valores (média $\pm$ desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de a) fêmeas e machos de *Potamotrygon magdalena* por período hidrológico, b) fêmeas e machos por período hidrológico.

Nível trófico

Os valores de nível trófico estimados posicionaram a *P. magdalena*, tanto machos como fêmeas, em um nível trófico meio-baixo da rede, com valores inferiores aos valores das espécies de peixes ósseos como *Pseudopimelodus* sp., *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, *Cynopotamus magdalenae*, *Spatuloricaria gymnogaster* e *Leporinus muyscorum* (Tabela 10).

Tabela 10. Valores do nível trófico (NT) estimados para *Potamotrygon magdalenae* e suas categorias (fêmeas e machos) e as espécies de peixes ósseos capturados na área de estudo, e aqueles reportados em Fishbase (Froese & Pauly, 2016).

Especie/ Categoria	NT- Fórmula de Post	NT- Fishbase
<i>Potamotrygon magdalenae</i>	3.31	3.20
Fêmeas	3.27	
Machos	3.36	
<i>Pseudopimelodus sp.</i>	3.64	3.70
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	3.64	4.40
<i>Pimelodus grosskopfii</i>	3.10	3.30
<i>Pimelodus blochii</i>	2.58	3.10
<i>Megalonema xanthum</i>	3.42	3.80
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	3.43	4.30
<i>Spatuloricaria gymnogaster</i>	3.68	2.30
<i>Trachelyopterus insignis</i>	3.15	3.50
<i>Centrochir crocodili</i>	3.26	2.80
<i>Leporinus muyscorum</i>	3.55	2.20
<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	3.20	3.20
<i>Astyanax magdalenae</i>	2.70	2.60
<i>Cynopotamus magdalenae</i>	3.64	4.40
<i>Curimata mivartii</i>	2.61	2.00
<i>Prochilodus magdalenae</i>	2.10	2.00
<i>Triportheus magdalenae</i>	2.62	2.80

Em relação ao nicho isotópico, as análises quantitativas da área da elipse bayesiana (APEb) de machos e fêmeas por períodos hidrológicos, indicaram uma alta sobreposição entre sexos na época de águas altas, com nichos isotópicos mais amplos do que na época de águas baixas, especialmente das fêmeas. Em contraste, na época de águas baixas foram identificados nichos isotópicos menores e um valor de sobreposição muito baixo (Tabela 11, Fig. 9).

Tabela 11. Estimativas da área padrão da elipse corrigida (APEc) e a área padrão da elipse Bayesiana (APEb), com o intervalo de confiança de 95% da APEb, e a sobreposição das áreas para *Potamotrygon magdalenae* em relação ao sexo nos dois períodos hidrológicos analisados.

Categoria	Período	APEc	APEb	IC 95%	Sobreposição das áreas
Fêmeas	Águas altas	6.91	5.34	2.35-14.37	0.80
Machos	altas	3.55	3.26	1.30-8.83	
Fêmeas	Águas baixas	0.49	0.74	0.32-1.89	0.04
Machos	baixas	2.58	2.14	0.81-5.29	

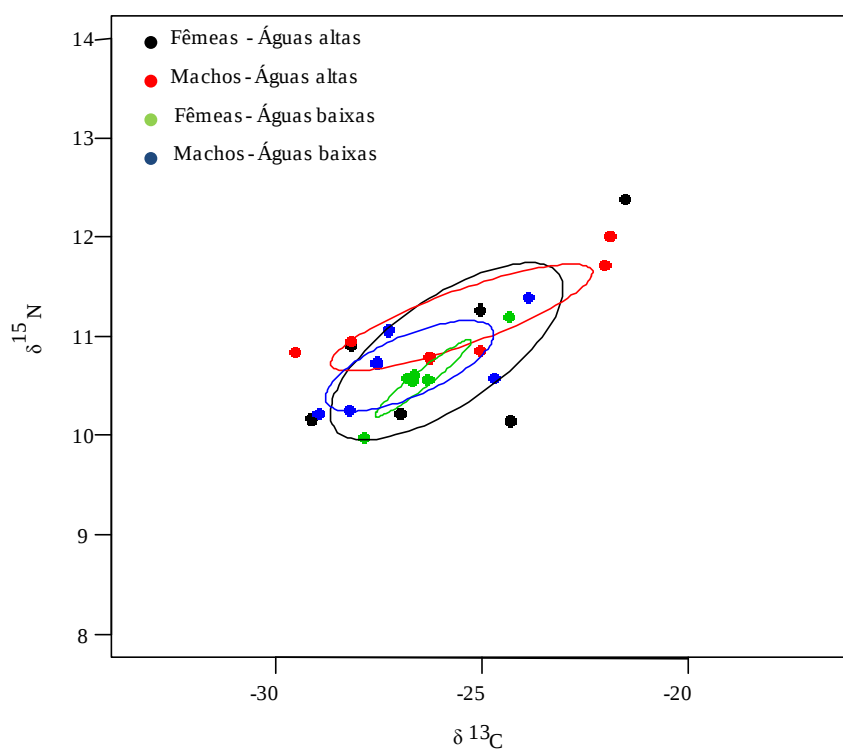


Figura 9. Nicho isotópico de *Potamotrygon magdalenae* em relação ao sexo em cada período hidrológico.

Polígonos de mistura simulados

De acordo com a simulação do polígono de mistura, 11 dos 24 indivíduos de *P. magdalenae* (consumidores) se posicionaram fora de todos os polígonos (<5%), mostrando uma variação considerável em seu sinal isotópico (Fig. 10). O anterior sugere uma baixa probabilidade de que o sinal isotópico destes 11 indivíduos possa ser explicado pelo modelo de mistura proposto (Tabela 12). Por conseguinte, esses indivíduos foram excluídos do cálculo do modelo de mistura mais apropriado (Tabela 13).

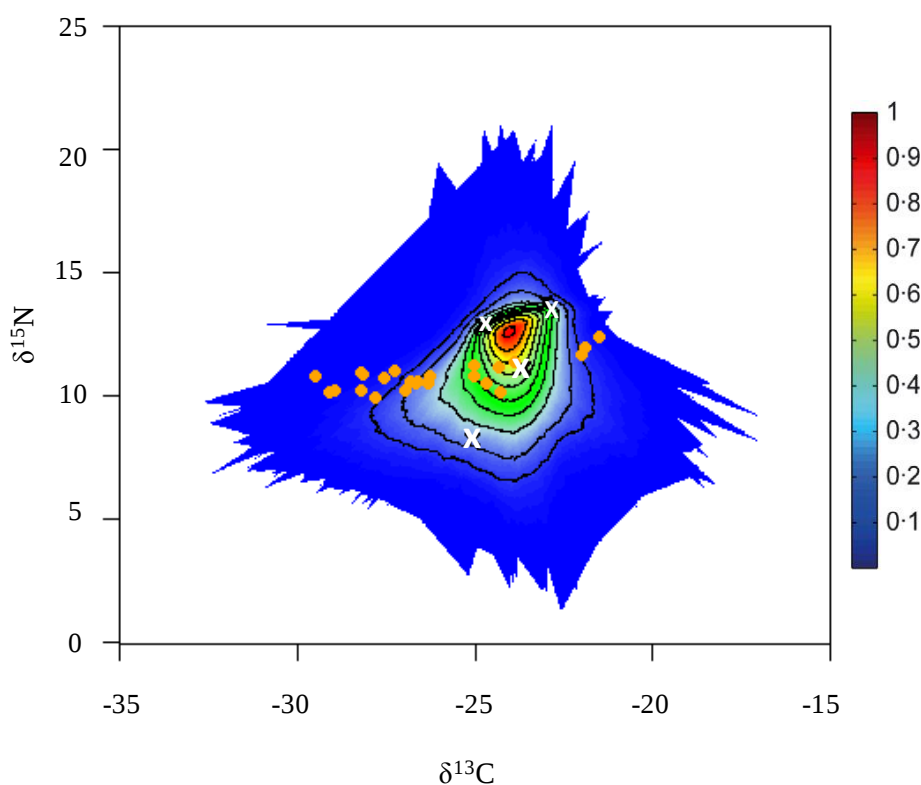


Figura 10. Região simulada do modelo, indicando a posição de *P. magdalenae* (pontos laranja) e a média do sinal dos recursos (x brancos). O contorno de probabilidade vai até o nível de 5% (contorno mais externo) e cada nível é de 10%.

Tabela 12. Valores de probabilidade de que o sinal isotópico de um indivíduo de *Potamotrygon magdalenae* (consumidor) possa ser explicado pelo modelo de mistura proposto. Os indivíduos que estão por fora de 5% do polígono estão destacados em negrito.

Indivíduos	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	Probabilidade
1	-24.29	10.14	0.443
2	-25.04	11.26	0.383
3	-21.52	12.39	0.007
4	-29.12	10.16	0.007
5	-28.16	10.91	0.009
6	-26.98	10.22	0.078
7	-24.32	11.20	0.631
8	-26.69	10.55	0.087
9	-26.32	10.56	0.121
10	-26.80	10.58	0.073
11	-26.63	10.61	0.089
12	-27.83	9.97	0.033
13	-24.71	10.57	0.423
14	-23.88	11.38	0.687
15	-27.55	10.73	0.028
16	-27.27	11.05	0.027
17	-28.22	10.25	0.019
18	-28.95	10.22	0.008
19	-25.02	10.85	0.360
20	-21.90	12.01	0.040
21	-28.19	10.95	0.008
22	-22.02	11.72	0.062
23	-29.53	10.83	0.005
24	-26.27	10.79	0.117

Modelo de mistura

Os resultados dos modelos de mistura Bayesianos e a incerteza associada a esta estimativa para *P. magdalenae* mostraram que Coleoptera e Ephemeroptera apresentaram uma maior contribuição média na dieta da espécie (43.10% e 31.80%, respectivamente), com contribuições médias menores de Chironomidae (14.70%) e de Trichoptera (23.70%) (Tabela 13). Os intervalos de confiança de 95% da distribuição a posteriori dos modelos de

mistura, usados como uma medida de incerteza na estimativa da contribuição das presas na dieta dos predadores, foram restritos para Coleoptera, mas não para as outras presas (Tabela 13).

Tabela 13. Contribuição percentual das presas (média e intervalo de confiança de 95%) na dieta de *Potamotrygon magdalenae*.

Presa	Contribuição média (%)	IC 95%
Coleoptera	43.10	(27.70-55.60)
Ephemeroptera	31.80	(3.60-55.20)
Chironomidae	14.70	(0.40-39.40)
Trichoptera	10.40	(0.40-34.20)

Diferenças interespecíficas

Nível trófico

Potamotrygon magdalenae apresentou um nível trófico intermediário (3.2) em comparação com as outras espécies de peixes ósseos (Tabela 10). Os maiores níveis tróficos foram exibidos por *Spatuloricaria gymnogaster*, *Pseudopimelodus* sp., *Pseudoplatystoma magdaleniatum* e *Cynopotamus magdalenae* e o menor pela espécie detritívora *Prochilodus magdalenae* (Tabela 10).

Nicho isotópico

Em relação ao nicho isotópico, *P. magdalenae* apresentou um valor intermediário-baixa da área da elipse bayesiana (APEb), sendo muito menor que nas espécies *Prochilodus magdalenae*, *Pimelodus blochii* e *Astyanax magdalenae* (Tabela 14, Fig. 11), e mostrando uma sobreposição alta com *Spatuloricaria gymnogaster* e *Megalonema xanthum* (Tabela 14).

A maioria das espécies apresentou um nicho isotópico com maior variação no sinal de carbono do que do nitrogênio, sendo a maior variação exibida por *Prochilodus magdalenae* (Fig. 12).

Tabela 14. Estimativas da área padrão da elipse corrigida (APEc) e a área padrão da elipse bayesiana (APEb), com o intervalo de confiança de 95% da APEb para *Potamotrygon magdalenae* e as espécies de peixes ósseos capturadas na área de estudo, e a sobreposição com a área da elipse de *P. magdalenae*.

Espécie	APEc	APEb	IC 95%	Sobreposição com <i>P. magdalenae</i>
<i>Prochilodus magdalenae</i>	39.75	30.37	8.65-75.02	0.00
<i>Pimelodus blochii</i>	12.04	9.34	3.31-23.37	0.00
<i>Astyanax magdalenae</i>	6.22	6.53	2.86-18.03	0.01
<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	7.85	5.50	1.70-15.77	0.05
<i>Curimata mivartii</i>	7.08	5.44	2.02-13.20	0.06
<i>Leporinus muyscorum</i>	6.60	4.51	1.84-12.42	0.10
<i>Pimelodus grosskopfii</i>	4.71	3.76	1.57-10.09	0.18
<i>Sorubim cuspicaudus</i>	4.55	3.48	1.47-9.14	0.26
<i>Potamotrygon magdalenae</i>	3.09	2.98	1.99-4.53	
<i>Triportheus magdalenae</i>	4.21	3.03	1.23-7.94	0.38
<i>Centrochir crocodili</i>	3.54	2.82	1.21-7.57	0.42
<i>Cynopotamus magdalenae</i>	3.75	2.60	1.19-7.18	0.48
<i>Pseudopimelodus</i> sp.	3.39	2.48	0.90-6.50	0.58
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	2.35	1.93	0.93-4.40	0.78
<i>Trachelyopterus insignis</i>	2.51	1.82	0.71-4.71	0.78
<i>Spatuloricaria gymnogaster</i>	0.88	0.63	0.27-1.68	0.99
<i>Megalonema xanthum</i>	0.64	0.57	0.25-1.57	0.99

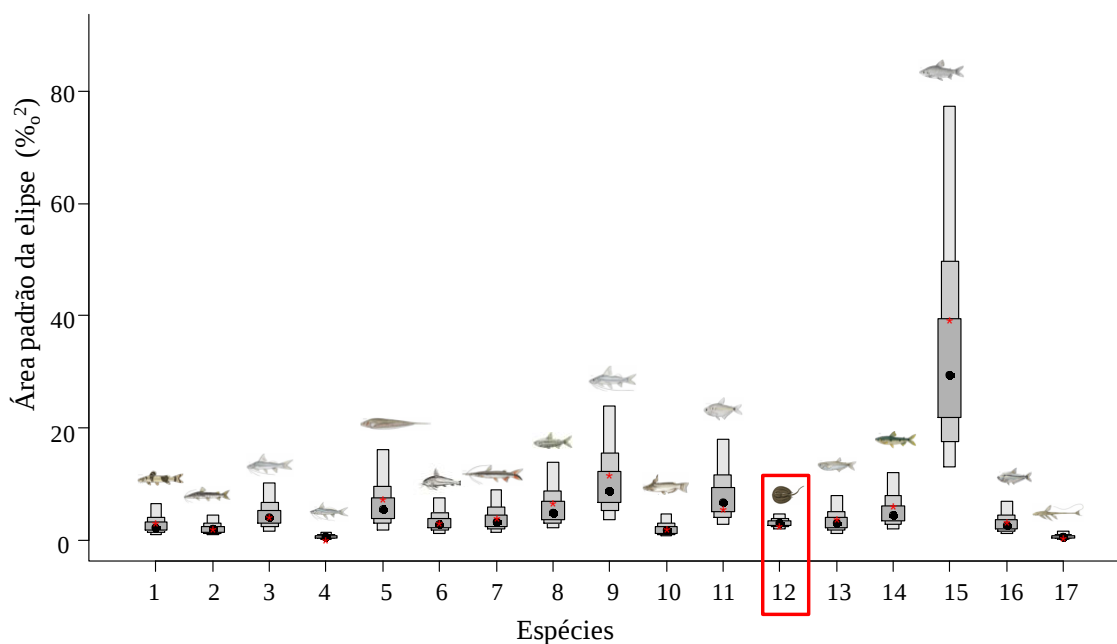


Figura 11. Área padrão da elipse bayesiana (APEb) para cada espécie com sua respectiva média (círculo preto) e intervalos de confiança de 50%, 75% e 95% com a estimativa pontual (círculo vermelho) da área padrão da elipse corrigida (APEc). 1. *Pseudopimelodus* sp., 2. *Pseudoplatystoma magdaleniatum*, 3. *Pimelodus grosskopfii*, 4. *Megalonema xanthum*, 5. *Sternopygus aequilabiatus*, 6. *Centrochir crocodili*, 7. *Sorubim cuspicaudus*, 8. *Curimata mivartii*, 9. *Pimelodus blochii*, 10. *Trachelyopterus insignis*, 11. *Astyanax magdalenae*, 12. *Potamotrygon magdalenae*, 13. *Triportheus magdalenae*, 14. *Leporinus muyscorum*, 15. *Prochilodus magdalenae*, 16. *Cynopotamus magdalenae*, 17. *Spatuloricaria gymnogaster*.

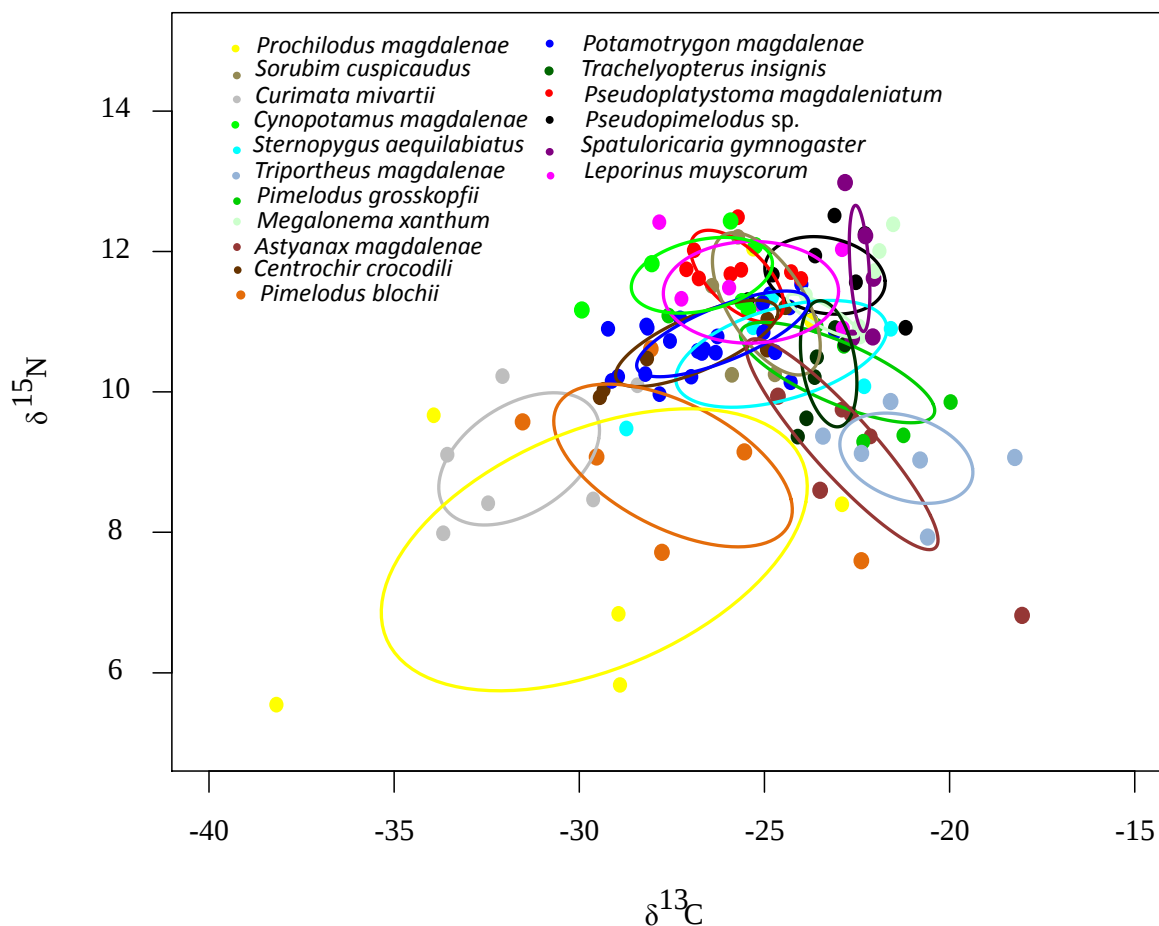


Figura 12. Nicho isotópico de *Potamotrygon magdalenae* e das espécies de peixes ósseos capturados na área de estudo.

DISCUSSÃO

Hábitos alimentares da raia *Potamotrygon magdalenae*

Potamotrygon magdalenae apresentou uma dieta carnívora, dominada por insetos da ordem Diptera, destacando-se dentro deste grupo o consumo de larvas da família Chironomidae. Uma dieta essencialmente insetívora foi registrada por Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck (2011) para a espécie na bacia do baixo rio Magdalena. Esta preferência alimentar tem sido documentada em raias de água doce (Achenbach & Achenbach, 1976) e especificamente em espécies como *P. signata* (Moro *et al.*, 2012) no rio Parnaíba, nordeste do Brasil, *P. orbignyi* (Lasso *et al.*, 1996; Bragança *et al.*, 2004; Charvet-Almeida, 2006; Rincón, 2006; Shibuya *et al.*, 2009; Moro *et al.*, 2011; Gama & Rosa, 2015) e *P. motoro* no alto rio Paraná. (Silva & Uieda, 2007).

Por outro lado, algumas espécies da família (e.g. *P. motoro* no baixo rio Amazonas) também consomem insetos, mas estes não são seus itens principais, sendo suas dietas dominadas por crustáceos decápodes e peixes (Almeida *et al.*, 2010). Ainda assim, os insetos podem ser presas importantes para algumas espécies de potamotrigonídeos de acordo a seus estágios de vida. Este é o caso de *P. motoro* e *P. falkneri* que apresentaram uma dieta insetívora durante o primeiro ano de vida (Garrone-Neto, 2009). Também têm sido reportadas mudanças ontogenéticas no consumo de diferentes recursos de insetos na dieta de *P. orbignyi*, consumindo larvas de Diptera na fase juvenil, e passando posteriormente a consumir ninfas de Ephemeroptera e outros insetos (Odonata, Trichoptera e Coleoptera) (Rincón, 2006).

Embora algumas diferenças sexuais na dieta de raias de água doce tenham sido registradas (Charvet-Almeida *et al.*, 2005; Charvet-Almeida, 2006; Lasso *et al.*, 1996; Moro *et al.*, 2011, 2012), neste estudo não foi identificado efeito do sexo na dieta da espécie. Nossos resultados concordam com o encontrado para *P. motoro* na ilha de Marajó, Brasil (Almeida *et al.*, 2010) e *P. signata* no rio Parnaíba, Brasil (Moro *et al.*, 2012). Esta aparente sobreposição de dietas entre sexos sugere que fêmeas e machos podem estar apresentando um papel trófico similar na comunidade bentônica da região. As mudanças na dieta por sexo neste grupo têm sido atribuídas principalmente a diferenças no aporte energético durante o período reprodutivo [e.g. *Potamotrygon leopoldi* (Charvet-Almeida, 2006; Charvet-Almeida, *et al.*, 2005; Almeida *et al.*, 2010)] e em menor escala, a diferenças nas estruturas dentárias (Moro & Rosa, 2016). Porém, este resultado deve ser visto com cautela devido ao moderado número de estômagos analisados para machos e fêmeas.

Embora a especialização trófica não seja muito frequente em elasmobrânquios, sendo geralmente classificados como predadores oportunistas de amplo espectro trófico (Whetherbee & Cortés, 2004), a preferência de *P. magdalenae* por poucos recursos resultou em uma baixa amplitude de nicho, sendo considerada como uma espécie com tendência à especialização. Para a bacia do baixo rio Magdalena, foi registrada para ela uma dieta especializada em Polymitarcidae, Ceratopogonidae e larvas desta família. Em contraste, para *P. motoro* foi registrada uma dieta especializada em Ephemeroptera (Silva & Uieda,

2007). Neste aspecto, tem sido considerado que a competição tende a estimular diferentes seleções adaptativas que fazem possível a coexistência de uma diversidade de organismos em uma determinada área (Pianka, 2000). Também deve ser considerado que a especialização dos predadores pode se dar quando a abundância das presas é alta, sendo aproveitada a presa preferida (Glasser, 1979). Neste sentido, e devido à diversidade de ambientes encontrados no rio, que proporcionam uma elevada abundância de invertebrados aquáticos, se hipotetiza que a baixa amplitude de nicho pode estar sendo influenciada pela oferta de recursos na zona de estudo. Porém, segundo Main (1985) e McDonald & Green (1986), a seletividade de uma espécie por determinados componentes alimentares não é somente devida a características morfológicas do predador ou a disponibilidade das presas no espaço e tempo, mas também a outros fatores que condicionam a preferência de presas como o comportamento, o tipo de microhabitat da presa, o tamanho e a palatibilidade da mesma.

Potamotrygon magdalenae foi identificada como consumidor secundário de nível trófico intermediário. De um modo geral, os peixes batóideos são considerados mesopredadores que proporcionam um elo importante entre os predadores de topo e os níveis tróficos mais baixos (Vaudo & Heithaus, 2011). Porém, esta espécie possivelmente apresenta um papel exclusivo de predador no ecossistema, já que até o momento não foram registrados predadores para ela. Para várias espécies da família Potamotrygonidae se tem reportado níveis tróficos médios, identificando-as como consumidores secundários nas cadeias tróficas dos rios (Rincón, 2006; Jacobsen & Bennett, 2013). Só a espécie *Paratrygon aiereba* tem sido classificada como consumidor terciário (NT>4) pelo marcado consumo de peixes.

Ecologia trófica de *Potamotrygon magdalenae* na bacia do médio rio Magdalena inferida a partir da análise de isótopos estáveis de Carbono e Nitrogênio

A similaridade dos sinais isotópicos de carbono e nitrogênio entre machos e fêmeas de *P. magdalenae* nos períodos hidrológicos avaliados, sugere o consumo de presas de similar valor isotópico. Este resultado pode suportar a similaridade encontrada nas dietas de fêmeas

e machos nos ACE. A ausência de diferenças isotópicas de carbono e nitrogênio também tem sido identificada em *Manta cf. birostris* no Caribe mexicano (Hacohen-Domené, 2015), em *Mobula thurstoni* e *Mobula japanica* no sudoeste do golfo de Califórnia (Sampson-Tenorio, 2007).

O sinal de carbono do perifíton apresentou uma relação próxima aos sinais de carbono de *P. magdalenae* e de muitas das espécies de peixes ósseos analisadas, com o qual poderia ser considerada como uma potencial fonte para a sua biomassa. Porém, na ausência de outras fontes potenciais para a análise, não é possível conhecer a porcentagem de assimilação desta fonte nem tirar maiores conclusões. Com base em trabalhos recentes com uso de isótopos estáveis em grandes rios, se tem indicado que as fontes autóctones de carbono na forma de algas bentônicas e também de fitoplâncton e macrófitas aquáticas, fornecem as fontes de carbono dominantes para as redes tróficas destes ecossistemas (e.g. Herwig *et al.*, 2007; Medeiros & Arthington, 2010; Leigh *et al.*, 2010; Hunt *et al.*, 2011). Porém, o fluxo de carbono nos grandes rios é dependente do contexto, em termos de variabilidade temporal do fluxo, e da sua variabilidade espacial em relação às características da calha principal e da complexidade do habitat lateral (Pingram *et al.*, 2012).

Neste contexto, *P. magdalenae* não apresentou uma grande variação no $\delta^{13}\text{C}$, em contraste com outras espécies como *Prochilodus magdalenae* e *Curimata mivarti*, variação que pode estar representando uma medida coletiva de ambientes isotopicamente distintos. Esta asseveração pode se basear no fato de que as coletas foram realizadas em diversos pontos do rio, como o cauce principal do rio, afluentes e canais. Alguns trabalhos têm mostrado que nos afluentes dos rios os efeitos da borda são mais prováveis e as contribuições de insetos alóctones à dieta dos peixes podem ser altas (Nakano & Murakami, 2001; Baxter *et al.*, 2005). De outro lado, nos afluentes se têm registrado os mais fracos com o biofilme local do que nos canais principais e nas poças (Jardine *et al.* 2012).

Embora para espécies de elasmobrânquios tenham sido registradas relações entre o enriquecimento isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e o tamanho dos mesmos (e.g. Estrada *et al.*, 2006; Torres-Rojas, 2006; Sampson-Tenorio, 2007; Ochoa Díaz, 2009; Blanco Parra *et al.*,

2012), neste estudo não foi evidenciada tal relação, indicando um uso de recursos comsinais isotópicos similares ao longo de seu desenvolvimento ontogenético. Porém, este resultado pode estar influenciado por um número dominante de indivíduos maduros, já que a dieta e os requerimentos nutricionais podem variar em relação à maturidade sexual (Dale *et al.*, 2011; Jacobsen & Bennett, 2012; López-García *et al.*, 2012, Valls-Mateus, 2014).

O modelo de mistura aplicado para *P. magdalenae* mostrou uma porcentagem de contribuição elevada de coleópteros e efemerópteros, em contraste com os resultados do ACE deste trabalho, no qual os dípteros, especificamente quironomídeos, foram o recurso de maior contribuição à dieta da espécie e os coleópteros um dos de menor contribuição. Assim, pode-se concluir que coleópteros e efemerópteros foram os recursos assimilados durante um maior período de tempo, em torno de um ano atrás, com base no “turnover” do músculo de *Potamotrygon motoro* (MacNeil *et al.*, 2006); enquanto os dípteros são o recurso consumido mais recentemente pela espécie, já que os ACE indicam o último evento alimentar (Parkyn *et al.*, 2001; Ebner *et al.*, 2009). Estes resultados também sugerem uma variação espacial ou sazonal na disponibilidade de presas no ambiente.

Em relação aos resultados dos modelos de mistura, deve se considerar que o reduzido tamanho amostral das presas analisadas de *P. magdalenae* limita a interpretação dos mesmos e resulta em informação preliminar que deverá ser reforçada com um maior número de amostras, que incluam outros locais, além de potenciais presas como oligoquetos, bivalves, camarões e diferentes famílias da ordem Diptera.

No período de águas altas, machos e fêmeas de *P. magdalenae* exibiram um nicho isotópico mais amplo (maiores áreas da elipse), com sinais mais enriquecidos em carbono e nitrogênio, maior sobreposição e maior variação no carbono do que no período de águas baixas. Estes resultados sugerem o consumo por ambos os sexos de organismos de diferentes cadeias tróficas, possivelmente recursos alóctones, como insetos de origem terrestre, uma vez que nos trópicos os insetos terrestres atingem máximos de abundância durante as estações de chuvas (Wolda, 1980, 1988), e uma consequente diminuição na estação seca (Kato *et al.*, 1995; Novotny & Basset, 1998). Neste sentido, o aumento sazonal

na amplitude de nicho trófico é particularmente comum em rios onde as flutuações sazonais da água controlam o tipo e a quantidade de recursos disponíveis para os consumidores (Junk *et al.*, 1989; Winemiller, 1989). Por outro lado, a menor amplitude de nicho isotópico no período de águas baixas pode estar influenciada pela disponibilidade reduzida de recursos como consequência da redução do fluxo do rio (Allan, 1995; Ortaz, 2001), o que geraria a exploração de um conjunto mais limitado de recursos. No entanto, disponibilidade de recursos não foi avaliada neste trabalho. A baixa sobreposição isotópica pode ainda indicar algum tipo de segregação entre os sexos ou diferentes estratégias de forrageio entre microhabitats (Box *et al.*, 2010; Borrel *et al.*, 2011).

Em relação às comparações interespecíficas, *P. magdalenae* e a maioria das espécies analisadas apresentaram posições tróficas intermediárias, e no geral, as espécies apresentaram mais variação no carbono do que no nitrogênio, o que sugere o uso diversificado de fontes primárias de carbono pela fauna de peixes analisada na área de estudo, embora não tenha sido possível identificar tais fontes de carbono. De outro lado, descrições da estrutura das redes tróficas nestes sistemas baseadas em ACE e AIE, revelam cadeias tróficas curtas. (2-3 “links”, 3-4 níveis) (Wantzen, *et al.*, 2002), o que poderia estar acontecendo no presente estudo. Segundo Lewis *et al.* (2001) as cadeias tróficas curtas facilitam a transferência eficiente de energia desde os produtores primários para os peixes, permitindo que os grandes estoques de peixes em rios tropicais possam ser suportado pelo componente algal do sistema de produção primária.

A compreensão das relações entre os predadores e seus recursos ainda continua sendo um desafio, especialmente em ambientes tropicais onde a diversidade de espécies é alta, os recursos alimentares geralmente são muitas abundantes e variáveis e a hidrologia sazonal produz padrões alternados de conectividade e isolamento.

No entanto, este tipo de trabalho permite uma melhor abordagem ao conhecimento das relações tróficas nesses ambientes, e fornece informação essencial para avaliar o papel ecológico das diferentes espécies, especialmente das que ainda se desconhecem as características ecológicas mais gerais, como é o caso de *Potamotrygon magdalenae*.

REFERÊNCIAS

- Achenbach, G. M. & S. V. M. Achenbach. 1976. Notas acerca de algunas especies de raya fluvial (Batoidei, Potamotrygonidae), que frecuentan el sistema hidrográfico del río Paraná medio en el Departamento La Capital (Santa Fe-Argentina). Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino", 8: 1-34.
- Allan, J.D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman & Hall, Londres, Reino Unido, 388p.
- Almeida, M. P., P. M. O. Lins, P. Charvet-Almeida & R. B. Barthem. 2010. Diet of the fresh water stingray *Potamotrygon motoro* (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) on Marajó Island (Pará, Brazil). Brazilian Journal of Biology, 70: 155-162.
- Amundsen, P. A., H. M. Gabler & F. J. Staldvik. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data - modification of the Costello (1990) method. Journal of Fish Biology, 48: 607-614.
- Andramunio-Acero, C. & P. Caraballo. 2012. Análisis de las relaciones tróficas en un lago de inundación de la Amazonia Colombiana. Revista Colombiana de Ciencia Animal 4: 102-120.
- Baxter, C. V., K. D. Fausch & W. C. Saunders. 2005. Tangled webs: reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. Freshwater Biology, 50, 201-220.
- Bizarro, J.J., H. J. Robinson, C. S. Rinewalt & D. A. Ebert. 2007. Comparative feeding ecology of four sympatric skate species off central California, USA. Environmental Biology of Fishes, 80: 197-220.
- Blanco-Parra, M.P., F. Galván-Magaña, F. Márquez-Farías & C.A. Niño-Torres. 2012. Feeding ecology and trophic level of the banded guitarfish, *Zapterix exasperata*, inferred from stable isotopes and stomach contents analysis. Environmental Biology of Fishes, 95: 65-77.
- Bornatowski, H., A. F. Navia, R. R. Braga, V. Abilhoa & M. F. Maia-Corrêa. 2014. Ecological importance of sharks and rays in a structural food web analysis in southern Brazil. ICES Journal of Marine Science, 71: 1586-1592.
- Borrel, A., A. Aguilar, M. Gazo, R. P. Kumarran & L. Cardona. 2011. Stable isotope profiles in whale shark (*Rhincodon typus*) suggest segregation and dissimilarities in the diet depending on sex and size. Environmental Biology of Fishes, 92: 559-567.
- Box, A., S. Deudero, A. Blanco, A. M. Grau & F. Riera. 2010. Differences in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ stable isotopes in the pearly razor fish *Xyrichtys novacula* related to the sex, location and spawning period. Journal of Fish Biology, 76: 2370-2381.
- Bragança, A. J. M. 2002. Observações sobre a alimentação das raias de água doce *Potamotrygon orbignyi*, *Potamotrygon scobina* e *Plesiotrygon iwamae* (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) na Ilha de Cotijuba - Baía de Marajó - Pará - Brasil. Belém: Universidade Federal do Pará, 33p.
- Brown, S. C., J. J. Bizzarro, G. M. Cailliet, D. A. Ebert. 2012. Breaking with tradition: redefining measures for diet description with a case study of the Aleutian skate *Bathyraja aleutica* (Gilbert 1896). Environmental Biology of Fishes, 95: 3-20.
- Caraballo, P., B. Forsberg & R. Leite. 2016. Abundance and isotopic composition of planktonic microcrustaceans in a central Amazon floodplain lake: implications for the trophic dynamics of the plankton community. Calsasia, 38: 149-164.

- Charvet-Almeida, P. 2001. Ocorrência, biologia e uso das Raias de Água Doce na baía de Marajó (Pará-Brasil), com ênfase na biologia de *Plesiotrygon iwamae* (Chondrichthyes: Potamotrygonidae). Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Pará & Museu Paraense Emílio Goeldi, 213p.
- Charvet-Almeida, P. 2006. História Natural e Conservação das Raias de Água Doce (Chondrichthyes: Potamotrygonidae), no Médio Rio Xingu, Área de Influência do Projeto Hidrelétrico de Belo Monte (Pará, Brasil). Tese de Doutorado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 475 p.
- Charvet-Almeida, P., A. J. A. Silva, R. S. Rosa & R. B. Barthem. 2005. Observações preliminares sobre a alimentação de *Potamotrygon leopoldi* (Potamotrygonidae) no médio rio Xingu - Pará. III Workshop de Chondrichthyes do Núcleo de Pesquisa e Estudo em Chondrichthyes (NUPEC), Santos, Instituto Oceanográfico de Santos.
- Charvet-Almeida, P., A. J. A. Silva, A. S. Viana, M. P. Almeida & R. S. Rosa. 2007. Alimentação da raia de água doce *Potamotrygon leopoldi* Castex & Castello, 1970 (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) na região do médio rio Xingu (Pará). XVII Encontro Brasileiro de Ictiologia (EBI 2007). UNIVALI – Itajaí - Santa Catarina.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Primer-E Ltd, Plymouth, UK.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Available from: <http://purl.oclc.org/estimates/> (Date of access – 20 August 2016).
- Contreras-Ramos, A. 1998. Systematics of the dobsonfly genus *Corydalus* (Megaloptera: Corydalidae). Thomas Say Publications in Entomology: Monographs, Entomological Society of America, Lanham, 360 p.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 726-738.
- Cortés, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 707-717.
- Costello, M.J. 1990. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. *Journal of Fish Biology*, 36: 261-263.
- Dale, J. J., N. J. Wallsgrave, B. N. Popp & K. Holland. 2011. Nursery habitat use and foraging ecology of the brown stingray *Dasyatis lata* determined from stomach contents, bulk and amino acid stable isotopes. *The Marine Ecology Progress Series*, 433: 221-236.
- DeNiro, M. J. & S. Epstein. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42: 495-506.
- Ebner, B., R. McAllister & P. Suter. 2009. Effects of sample size on numerical estimates of diel prey consumption in a fish population. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43: 579-590.
- Estrada, J.A., A.N. Rice, L.J. Natanson & G.B. Skomal. 2006. Use of isotopic analysis of vertebrae in reconstructing ontogenetic feeding ecology in white sharks. *Ecology*, 87: 829-834.
- Ferreira, E. J. G., J. A. S. Zuanon & G.M. dos Santos. 1998. Pp.17 -22. Peixes Comerciais do Médio Amazonas: região de Santarém, Pará. IBAMA, Brasília.

- Ferry, L. A. & G. M. Cailliet. 1996. Sample size and data: are we characterizing and comparing diet properly? Pp. 71-80. In: Makinlay, D. & K. Shearer (Eds.). Feeding ecology and nutrition in fish. Proceedings of the symposium on the feeding ecology and nutrition in fish, international congress on the biology of fishes. San Francisco American Fisheries Society.
- Fry, B. & E.B. Sherr. 1989. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. Pp. 196-229. In: Rundel P.W., J.R. Ehleringer & K.A. Nagy (Eds.). Stable Isotopes in Ecological Research Ecological Studies, 68. Springer-Verlag, New York.
- Gama, C.S. & R. S. Rosa. 2015. Uso de recursos e dieta das raías de água doce (Chondrichthyes, Potamotrygonidae) da Reserva Biológica do Parazinho, AP. Biota Amazônia, 5: 90-98.
- Garrone-Neto, D. 2009. História natural, diversidade e distribuição de raías na região do alto rio Paraná, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho”, Botucatu, 204p.
- Garrone-Neto, D., V. Haddad Jr., M. J. A. Vilela & V. S. Uieda. 2007. Registro de ocorrência de duas espécies de potamotrigonídeos na região do Alto Rio Paraná e algumas considerações sobre sua biologia. Biota Neotropica, 7: 1.
- Garrone-Neto, D. & I. Sazima. 2009a. The more stirring the better: cichlid fishes associate with foraging potamotrygonid rays. Neotropical Ichthyology, 7: 499-501.
- Garrone-Neto, D. & I. Sazima. 2009b. Stirring, charging, and picking: hunting tactics of potamotrygonid rays in the upper Paraná River. Neotropical Ichthyology, 7: 113-116.
- Glasser, J. W. 1979. The role of predation in shaping and maintaining the structure of communities. American Naturalist, 113: 631-641.
- Hacohen- Domene, A. 2015. Uso de hábitat trófico del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) y la manta gigante (*Manta cf. birostris*) en el norte del caribe mexicano. Tesis de Doctorado, CICIMAR-IPN, 99p.
- Hamilton, S. K. & W. M. Lewis Jr. 1992. Stable carbon and nitrogen isotopes in algae and detritus from the Orinoco River. floodplain, Venezuela. Geochimica et Cosmochimica Acta, 56: 4237-4246.
- Hanson, S.W.F. & J. Olley. 1963. Application of the Bligh and Dyer method for lipid extraction to tissue homogenates. Biochemistry Journal, 89: 101-102.
- Heithaus, M. R. 2004. Predator-prey interactions. Pp. 487-521. In: Carrier, J. F., J. A. Musick & M. Heithaus (Eds.). Biology of sharks and their relatives. CRC press, USA.
- Herwig, B.R., D.H. Wahl, J. M. Dettmers & D. A. Soluk. 2007. Spatial and temporal patterns in the food web structure of a large floodplain river assessed using stable isotopes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 64: 495-508.
- Hunt, R.J., T.D. Jardine, S. K. Hamilton & S. E. Bunn. 2011. Temporal and spatial variation in ecosystem metabolism and food web carbon transfer in a wet-dry tropical river. Freshwater Biology, 57: 435-450.
- Hussey, N. E., J. Brush, I. D. McCarthy & A. T. Fisk. 2010. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ diet-tissue discrimination factors for large sharks under semi-controlled conditions. Comparative Biochemistry and Physiology-Part A: Molecular & Integrative Physiology, 155: 445-453.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their application. Journal of Fish Biology, 17: 411-429.

- Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales IDEAM. 2001. Estudio Ambiental de la Cuenca Magdalena-Cauca y Elementos para su Ordenamiento Territorial. Technical Report & Arcinfo Database. IDEAM, Bogotá, 984p.
- Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales IDEAM. 2002. Efectos naturales y socioeconómicos del fenómeno de El Niño en Colombia. Bogotá.
- Jackson, A.L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER-Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595-602.
- Jacobsen, I. P. & M. P. Bennett. 2012. Feeding ecology and dietary comparisons among three sympatric Neotrygon (Myliobatoidei: Dasyatidae) species. *Journal of Fish Biology*, 80: 1580-1594.
- Jacobsen, I. P. & M. B. Bennett. 2013. A Comparative Analysis of Feeding and Trophic Level Ecology in Stingrays (Rajiformes; Myliobatoidei) and Electric Rays (Rajiformes: Torpedinoidei). *PLoS ONE*, 8: e71348.
- Jardine, T. D., N. E. Pettit, D. M. Warfe, B. J. Pusey, D. P. Ward, M. M. Douglas, P. M. Davies, & S. E. Bunn. 2012. Consumer-resource coupling in wet-dry tropical rivers. *Journal of Animal Ecology*, 81: 310-322.
- Jepsen, D. B. & K. O. Winemiller. 2002. Structure of tropical river food webs revealed by stable isotope ratios. *Oikos*, 96: 46-55.
- Jiménez-Segura, L.F., J. Álvarez, L. E. Ochoa, A. Loaiza, J. P. Londoño, D. Restrepo, K. Aguirre, A. Hernández, J. D. Correa & U. Jaramillo-Villa. 2014. Guía Ilustrada Peces Cañón del río Porce, Antioquia. EPM. Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia -Medellín, Colombia, 106p.
- Junk, W. J. 1984. Ecology of the várzea, floodplain of Amazonian white water rivers. Pp. 215-242. In: H. Sioli & W. Junk (Eds.). *The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin* Publishers, Dordrecht.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, & R. E. Sparks. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. Special Publication of the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 106: 110-127.
- Kato, M., T. Inoue, A. A. Hamid, T. Nagamitsu, M. B. Merdek, A. R. Nona, T. Itino, S. Yamane & T. Yumoto. 1995. Seasonality and vertical structure of a light-attracted insect communities in a dipterocarp forest in Sarawak. *Research in Population Ecology*, 37: 59-79.
- Kim, S. L., D. R. Casper, F. Galván-Magaña, R. Ochoa-Díaz, S. B. Hernández-Aguilar & P. L. Koch. 2012. Carbon and nitrogen discrimination factors for elasmobranch soft tissues based on a long-term controlled feeding study. *Environmental Biology of Fishes*, 1: 37-52.
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological methodology*. Second edition. Menlo Park California. Addison Wesley Longman, 620p.
- Lasso, C. A., A. B. Rial & O. Lasso-Alcalá. 1996. Notes on the biology of the freshwater stingrays *Paratrygon aiereba* (Müller and Henle, 1841) and *Potamotrygon orbignyi* (Castelnau, 1855) (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) in the Venezuelan llanos. *Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, 2: 39-52.
- Leigh, C., M. A. Burford, F. Sheldon & S. E. Bunn. 2010. Dynamic stability in dry season food webs within tropical floodplain rivers. *Marine and Freshwater Research*, 61: 357-368.

- Lewis, W. M., F. H. Weibezahn, III J. F. Saunders & S. K. Hamilton. 1990. The Orinoco River as an ecological system. *Interciencia*, 15: 346-357.
- Lewis, W. M., S. K. Hamilton, M. A. Rodriguez, J. F. Saunders & M. A. Lasi. 2001. Foodweb analysis of the Orinoco floodplain based on production estimates and stable isotope data. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 241-254.
- Lonardoni A. P., E. Goulart, E. Fontes de Oliveira & M. C. Fedatto Abelha. 2006. Hábitos alimentares e sobreposição trófica das raias *Potamotrygon falkneri* e *Potamotrygon motoro* (Chondrichthyes, Potamotrygonidae) na planície alagável do alto rio Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 28: 195-202.
- Lonardoni, A. P., E. F. Oliveira, E. Goulart. 2009. Trophic ecomorphology of *Potamotrygon falkneri* and *Potamotrygon motoro* (Chondrichthyes - Potamotrygonidae) on the upper Paraná river floodplain, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4:436-445.
- López-García, J., A. F. Navia, P. A. Mejía-Falla, E. A. Rubio. 2012. Feeding habits of *Dasyatis longa* (Elasmobranchii: Myliobatiformes): sexual, temporal and ontogenetic effects. *Journal of Fish Biology*, 80: 1563-1579.
- Lot, A., M. Olvera, C. Flores & A. Díaz (Eds.). 2015. Guía ilustrada de campo: plantas indicadoras de humedales. Universidad Nacional Autónoma De México, Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán, 238p.
- MacNeil, M. A., K. G. Drouillard & A. T. Fisk, 2006. Variable uptake and elimination of stable nitrogen isotopes between tissues in fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 345-353.
- Maldonado-Ocampo, J. A., R. P. Vari, J. S. Usma. 2008. Checklist of the freshwater fishes from Colombia. *Biota Colombiana*, 9: 143-237.
- Main, L. X. 1985. The influence of prey identify and size on selection of prey for two arine fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 88: 145-152.
- McCutchan, J. H., W. M. Lewis, C. Kendall & C. C. McGrath. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, 102:378-390.
- McDonald, J. & R. Green. 1986. Food resource utilization of five species of benthic fish in Passamaquoddy Bay, New Brunswick. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences*, 43: 1534-1546.
- Medeiros, E. S. F. & A. H. Arthington. 2010. Allochthonous and autochthonous carbon sources for fish in floodplain lagoons of an Australian dryland river. *Environmental Biology of Fishes*, 90: 1-17.
- Mejía-Falla P.A., V. Ramirez-Luna, J. S. Usma, L. A. Muñoz-Osorio, J. A. Maldonado-Ocampo, A. Isabel Sanabria & J. C. Alonso. 2009. Estado del conocimiento de las rayas dulceacuícolas de Colombia. Pp. 197-245. In: V. Puentes, A.F. Navia, P.A. Mejía-Falla, J.P. Caldas, M.C. Diazgranados & L. A. Zapata-Padilla (Eds.). *Avances en el conocimiento de tiburones, rayas y quimeras de Colombia*. Fundación SQUALUS, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, Instituto Colombiano Agropecuario, CONCIENCIAS, Conservación Internacional, WWF Colombia, Bogotá.
- Melo, S. M.V., D. V. M. Lima & L. J. S. Vieira. 2007. Aspectos da alimentação da família Potamotrygonidae (chondrichthyes: Elasmobranchii) na bacia do rio Juruá, Acre, Brasil. XVII Encontro Brasileiro de Ictiologia (EBI 2007). UNIVALI - Itajaí - Santa Catarina.

- Moore, J. & B. Semmens. 2008. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology Letters*, 11: 470-480.
- Moreno, F., K. Acevedo, M. Grijalba-Bendeck, C. Polo-Silva & P.A. Acero. 2009. Espectro trófico de la raya eléctrica *Narcine bancroftii* (Griffith & Smith 1834) (Elasmobranchii, Narcinidae) en playa Salguero, Santa Marta, Caribe Colombiano. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4: 413-422.
- Moro, G., P. Charvet & R. S. Rosa. 2011. Aspectos da alimentação da raia de água doce *Potamotrygon orbignyi* (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) da bacia do rio Parnaíba, Nordeste do Brasil. *Revista Nordestina de Biologia*, 20: 47-57.
- Moro, G., P. Charvet & R. S. Rosa. 2012. Insectivory in *Potamotrygon signata* (Chondrichthyes: Potamotrygonidae), an endemic freshwater stingray from the Parnaíba River basin, northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 72: 885-891.
- Nakano, S. & M. Murakami, 2001. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98: 166-170.
- Navia A. F., E. Cortés P. A. Mejía-Falla. 2010. Topological analysis of the ecological importance of elasmobranch fishes: A food web study on the Gulf of Tortugas, Colombia. *Ecological modelling*, 221: 2918-2926.
- Navia, A. F., V. H. Cruz-Escalona, A. Giraldo & A. Barausse. 2016. The structure of a marine tropical food web, and its implications for ecosystem-based fisheries management. *Ecological Modelling*, 328: 23-33.
- Novotny, V. & Y. Basset. 1998. Seasonality of sap-sucking insects (Auchenorrhyncha, Hemiptera) feeding on *Ficus* (Moraceae) in a lowland rain forest in New Guinea. *Oecologia*, 115: 514-522.
- Ochoa-Díaz, M. R. 2009. Espectro trófico del tiburón martillo *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) en Baja California Sur: Aplicación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Tesis de Maestría, CICIMAR, IPN, 82p.
- Ortiz, M. 2001. Diet seasonality and food overlap among fishes of the upper Orinoco stream, northern Venezuela. *Revista de biología tropical*, 49: 191-197.
- Parkyn, S. M., K. J. Collier, & B. J. Hicks. 2001. New Zealand stream crayfish: functional omnivores but trophic predators? *Freshwater Biology*, 46: 641-652.
- Parnell, A.C, R. Inger, S. Bearhop & A.L. Jackson. 2010. Source Partitioning Using Stable Isotopes: Coping with Too Much Variation. *PloSONE*, 5: 1-5.
- Parnell, A. C., D. L. Phillips, S. Bearhop, B. X. Semmens, E. J. Ward, J. W. Moore, A. L. Jackson, J. Grey, D. J. Kelly & R. Inger. 2013. Bayesian stable isotope mixing models. *Environmetrics*, 24:387-399.
- Perdomo-Núñez, J.M. 2005. Rayas de agua dulce del género *Potamotrygon* utilizadas como ornamentales en Colombia. *ACOCPECES*. Bogotá D. C. Inf.Técnico, 15 p.
- Peterson, B. J. & B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 293-320.
- Peterson, C.H., F.J. Frodie, H. C. Summerson & P. Powers. 2001. Site-specific and density-dependent extinction of prey by schooling rays: generation of a population sink in top-quality habitat for bay scallops. *Oecologia*, 129: 349-356.
- Pianka, E.R. 2000. *Evolutionary ecology*. 6. ed. Addison Wesley Longman, San Francisco, 512p.

- Pingram, M. A., K. J. Collier, D. P. Hamilton, B. O. David & B. J. Hicks. 2012. Carbon sources supporting large river food webs: a review of ecological theories and evidence from stable isotopes. *Freshwater reviews*, 5: 85-103.
- Platell, M. E., I. C. Potter & K. R. Clarke. 1998. Resource partitioning by four species of elasmobranchs (Batoidea: Urolophidae) in coastal waters of temperate Australia. *Marine Biology*, 131: 719-734.
- Post, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703-718.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Ramos-Socha, H.B. & M. Grijalba-Bendeck. 2011. Bioecología de la raya de agua dulce *Potamotrygon magdalenae* (Duméril, 1865) (Myliobatiformes) en la ciénaga de Sabayo, Guaimaral, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 14: 109-118.
- Rincón, G. 2006. Aspectos taxonômicos, alimentação e reprodução da raia de água doce *Potamotrygon orbignyi* (Castelnau, 1855) (Elasmobranchii: Potamotrygonidae) no rio Paraná - Tocantins. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista “Júlio De Mesquita Filho”, Rio Claro, 132p.
- Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Editorial Presencia, Bogotá.
- Roldán, G. 1992. Fundamentos de limnología Neotropical. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia. Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Universidad de Antioquia, Medellín.
- Roldán, G., M. del C. Zúñiga, H. Zamora, L. F. Álvarez, Reinoso, G. & M. Longo. 2014. Capítulo de Colombia. In: Perla A. E., J. M. Mora, B. Campbell & M. Springer (Eds.). *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. IMTA México.
- Sampson-Tenorio, L. 2007. Dieta, posición trófica y variación en la señal isotópica de *Mobula thurstoni* y *Mobula japanica* en el suroeste del Golfo de California. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, 60p.
- Shibuya, A. & J. Zuanon. 2013. Catfishes as prey items of Potamotrygonid stingrays in the Solimões and Negro rivers, Brazilian Amazon. *Biota Neotropica*, 13: 376-379.
- Shibuya, A., J. A. S. Zuanon & M. L. G. Araújo. 2007. Composição da dieta de quatro raias da família Potamotrygonidae da bacia do rio Negro, Amazonas, Brasil. Pp. 201. In *Proceedings of 17 Encontro Brasileiro de Ictiologia - EBI*. Itajaí: UNIVALI.
- Shibuya, A., M. L. G. Araújo & J. Zuanon. 2009. Analysis of stomach contents of freshwater stingrays (Elasmobranchii: Potamotrygonidae) from the middle Negro River, Amazonas, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4: 466- 465.
- Silva, A.J.A, P. Charvet-Almeida, A. S. Viana, M. P. Almeida, R. S. Rosa. 2006. Biología alimentar de *Potamotrygon orbignyi* (Castelnau, 1855) (Chondrichthyes: Potamotrygonidae) na região do médio rio Xingu, Pará. V Reunião da Sociedade Brasileira para o Estudo de Elasmobrânquios (SBEEL), UNIVALI, Itajaí – Santa Catarina.

- Silva, T. B. & V. S. Uieda. 2007. Preliminary data on the feeding habits of the freshwater stingrays *Potamotrygon falkneri* and *Potamotrygon motoro* (Potamotrygonidae) from the Upper Paraná River basin, Brazil. *Biota Neotropica*, 7: 221-226.
- Simental-Anguiano, M.R. 2011. Dieta de *Rhinoptera steindachneri* (Evermann y Jenkins, 1892) y *Dasyatis brevis* (Garman, 1879) en el Alto Golfo de California. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), 125p.
- Smith, J. A., D. Mazumder, S. M. Suthers & M. D. Taylor. 2013. To fit or not to fit: evaluating stable isotope mixing models using simulated mixing polygons. *Methods in Ecology and Evolution*, 4: 612-618.
- Stock, B. C. & B. X. Semmens. 2013. MixSIAR GUI User Manual, version 1.0. Available from: <http://github.com/brianstock/MixSIAR/blob/master/MixSIAR%20GUI%20User%20Manual%201.0.pdf/> (Date of access-25 November 2016).
- Torres-Bejarano, M. 2013. Ecología trófica y dinámica del zooplâncton en dos lagos de inundación de la amazonia colombiana. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia. Sede Amazonía, 109p.
- Torres-Bejarano, M., S. R. Duque & P. Caraballo. 2014. Papel trófico del zooplâncton a través del análisis de isótopos estables en un lago de inundación en la amazonia colombiana. *Caldasia*, 36: 331-344.
- Torres-Rojas, Y. E. 2006. Hábitos alimenticios y la razón de isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) del tiburón *Sphyrna lewini*, (Griffith y Smith 1834) capturado en el área de Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional-Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B.C.S., México, 108p.
- Valls-Mateus, E. 2014. Variación en los parámetros fisiológicos y valores isotópicos en sangre del tiburón demersal *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) en relación a la estación del año, al sexo y al estado de madurez. Trabajo de maestría. Institut de Ciències del Mar-CSIC (ICM-CSIC), 26p.
- Vanderklift, M. A. & S. Ponsard. 2003. Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia*, 136: 169-182.
- Vander Zanden, M. J. & J. B. Rasmussen. 1996. A trophic position model of pelagic food webs: impact on contaminant biomagnifications in lake trout. *Ecological Monographs*, 66: 451-477.
- Vander Zanden, M.J., G. Cabana & J. B. Rasmussen. 1997. Comparing the trophic position of littoral fish estimated using stable nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) and dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 1142-1158.
- Vaudo, J. J. & M. R. Heithaus. 2011. High-Trophic-Level Consumers: Elasmobranchs. Pp 203-225. In: Wolanski, E. & D. S. McLusky (Eds.). *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Waltham Academic Press.
- Wantzen K.M., F.D. Machado, M. Voss, H. Boriss & W. J. Junk. 2002. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Sciences*, 64, 239-51.
- Wetherbee, B. M. & E. Cortés. 2004. Food consumption and feeding habits. Pp. 223-244. In: Carrier J. F., J. A. Musick & M. Heithaus (Eds.). *Biology of sharks and their relatives*, CRC press, Boca Ratón.
- White, W.T., M. E. Platell. & I. C. Potter. 2004. Comparisons between the diets of four abundant species of elasmobranchs in a subtropical embayment: implications for resource partitioning. *Marine Biology*, 144: 439-448.

- Winemiller, K.O. 1989. Must connectance decrease with species richness? *American Naturalist*, 134:960-968.
- Wolda, H. 1980. Seasonality of Tropical Insects. *Journal of Animal Ecology*, 49: 277-290.
- Wolda, H. 1988. Insect Seasonality: Why? *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19:1-18.
- Zúñiga, M. del C. & W. Cardona. 2009. Bioindicadores de calidad de agua y caudal ambiental. Pp. 167-198. In: Cantera, J., Y. Carvajal & L. Castro (Eds.). *Caudal ambiental: conceptos experiencias y desafíos*. Programa Editorial de la Universidad del Valle, Cali, Colombia.

V. ANÁLISE TOPOLÓGICA DA IMPORTÂNCIA ECOLÓGICA DE *Potamotrygon magdalenae* EM UMA REDE TRÓFICA DA BACIA DO MÉDIO RIO MAGDALENA

RESUMO

A compreensão das relações tróficas, a posição das espécies dentro das redes alimentares, além da identificação de espécies-chave, é fundamental para determinar os papéis que as espécies desempenham nas redes tróficas. Neste estudo foi avaliada a importância ecológica da espécie de raia *Potamotrygon magdalenae* na bacia do médio rio Magdalena, Colômbia, a partir de uma análise topológica. A partir de uma revisão bibliográfica da dieta das espécies presentes na área de estudo, foi construída uma rede trófica e foram calculadas as propriedades estruturais da mesma. A rede trófica completa incluiu 130 nós com um total de 405 interações. O valor da conectância foi de $C = 0.024$. Em relação ao índice de intermediação, *P. magdalenae* é uma espécie importante na dispersão de efeitos tróficos na rede, através do sistema, participando principalmente através de efeitos diretos e no controle ecossistêmico “top-down”. No entanto, os resultados gerais sugerem que a rede trófica estudada apresenta controle ecossistêmico de tipo “bottom-up”, sendo dominada por detritos e perifíton. Assim, se destaca a importância de este tipo de análise na determinação do papel ecológico das espécies.

Palavras-chave: *Potamotrygon*, espécie-chave, importância ecológica.

INTRODUÇÃO

A exploração pesqueira exercida sobre ecossistemas marinhos e de água doce tem sido identificada como uma das maiores causas de modificação das propriedades estruturais e funcionais das redes tróficas (Bascompte *et al.*, 2005; Lotze *et al.*, 2011). Tais efeitos têm sido registrados tanto em ambientes marinhos como de água doce (Perkins *et al.*, 2010; Navia, 2013; Navia *et al.*, 2012) e trazem consequências para a estabilidade e permanência das redes e, portanto, dos serviços ecossistêmicos das mesmas (Frank *et al.*, 2005; Lotze *et al.*, 2011).

Neste contexto, a compreensão das relações tróficas e a posição das espécies dentro redes tróficas, são fundamentais para avaliar a estabilidade e dinâmica de um ecossistema e os impactos que as espécies podem ter dentro das mesmas, principalmente aquelas que sofrem intensa pressão pesqueira (Dunne, 2009; Lucifora *et al.*, 2009; Navia *et al.*, 2012, 2016; Heithaus *et al.*, 2013; Bornatowski *et al.*, 2014). Recentes publicações que avaliam a relação entre a pesca e as possíveis alterações das relações tróficas diretas e indiretas dentro dos ecossistemas impactados, têm documentado fortes efeitos ecológicos como cascatas tróficas e alterações nos mecanismos de controle ecossistêmico (de baixo para cima) (Baum & Worm, 2009; Barausse *et al.*, 2009; Ferretti *et al.*, 2010). Assim mesmo, tem sido desenvolvido um extenso trabalho sobre a relação entre a perda de espécies e as extinções secundárias geradas pelas interações predador-presa (Dunne *et al.*, 2002a, 2004; Eklöf & Ebenman, 2006; Dunne & Williams, 2009) encontrando que o aumento da capacidade de resposta das redes tróficas está relacionado com o aumento da riqueza das espécies e o número de interações que se estabelecem entre espécies na rede (conectância). No entanto, também foi encontrada maior sensibilidade das redes tróficas à perda de espécies com baixos níveis de conectividade (Dunne *et al.*, 2004).

As raias (Batoidea) são predadores que podem desempenhar diversos papéis nas redes tróficas de ecossistemas marinhos bentônicos e demersais, principalmente como elementos de transferência de energia entre níveis tróficos da rede (Navia *et al.*, 2016). Tem sido proposto que a predação pode ter um forte impacto sobre as presas, até mesmo gerando depleções populacionais (Peterson *et al.*, 2001). Neste contexto, as espécies que exercem

controle dos níveis tróficos podem ser consideradas como espécies-chave (*keystone species*), sendo que mudanças em suas abundâncias podem afetar toda a comunidade (Paine, 1966, 1969; Power *et al.*, 1996; Heithaus *et al.*, 2008). Porém, também tem sido indicado que estas espécies não regulam o equilíbrio dos tamanhos populacionais, mas sim, são um fator importante na dinâmica populacional de suas presas (Heithaus, 2004). Em águas continentais, as espécies de raias de água doce foram tratadas como predadores de alto nível das redes tróficas (Araujo *et al.*, 2004).

As raias de água doce da família Potamotrygonidae, são espécies neotropicais que habitam a maior parte das bacias dos rios em América do Sul (Rosa, 1985), e sofrem diversas pressões antrópicas, sendo o comércio de peixes ornamentais a principal ameaça sobre as mesmas (Perdomo-Núñez, 2005; Lasso *et al.*, 2011). *Potamotrygon magdalenae* é uma espécie endêmica da bacia do rio Magdalena, Colômbia, aproveitada como recurso pesqueiro de dupla finalidade, ornamental, tendo a maior demanda nacional (Perdomo-Núñez, 2005) e pesca (subsistência), problema que impacta ainda mais a suas populações (Lasso *et al.*, 2011). Apesar de ser a única espécie endêmica na Colômbia e de seu alto valor comercial, até hoje pouco se conhece sobre sua história de vida, ecologia, entre outros (Mejía-Falla *et al.*, 2009; Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck, 2011).

Quanto à dieta da espécie, Ramos-Socha & Grijalba-Bendeck (2011) a descrevem como um predador, que em relação ao seu micro-habitat, apresenta uma dieta especializada baseada principalmente nas famílias Polymitarcyidae e Ceratopogonidae, indicando que é uma espécie bentônica insetívora, que não apresenta diferenças temporais nem espaciais no uso destes recursos. Além desta informação e alguns poucos documentos técnicos não publicados (Mejía-Falla *et al.*, 2014), até a presente data nada se conhece sobre as interações inter-específicas e a importância da espécie nas redes tróficas que ocupa.

Portanto, embora existam diversas abordagens metodológicas para a análise de redes tróficas, neste estudo foi aplicada uma abordagem estrutural baseada em topologia, a qual permitiu avaliar a importância estrutural de *P. magdalenae* e determinar se é uma espécie

chave apartir dos efeitos tróficos diretos e indiretos que dispersa dentro da rede trófica analisada.

MÉTODOS

Construção e análises das redes tróficas

A fim de obter informação necessária para a construção da rede trófica da zona de estudo, foi realizada uma ampla revisão bibliográfica sobre os hábitos alimentares e as relações tróficas das espécies que habitam esta zona. O uso de informação “secundária” para a construção de redes tróficas tem sido amplamente adotado e tem mostrado ser útil para este tipo de pesquisas (e.g. Martínez, 1991, 1992; Dunne *et al.*, 2009; Navia, 2009, 2013; Navia *et al.*, 2010, 2012).

Quando não foi possível encontrar informação sobre a dieta de alguma espécie da área, foi procurada informação de áreas próximas, ou foi usada informação de espécies que servem como equivalentes ecológicos em outros ecossistemas tropicais de água doce de condições semelhantes.

Com base na informação resultante da revisão bibliográfica (peixes ósseos, invertebrados, anfíbios, répteis, aves e mamíferos aquáticos) e aquela obtida com as análises de conteúdos estomacais de *Potamotrygon magdalenae*, foi organizada uma matriz de dupla entrada (espécie x espécie) na qual foram identificados os predadores (colunas) e as presas (filas) e a interação trófica existente entre cada par de espécies (0= interação ausente, 1= interação presente). Este tipo de matriz binária se baseia unicamente na presença ou ausência de interações e, portanto, apenas mostra características estruturais de redes, e não fornece informação sobre as forças de interação ou função das espécies.

Caracterização topológica da rede trófica

A participação de nós nas interações da rede foi medida aplicando-se índices que permitem quantificar a importância relativa de uma espécie dentro de um determinado sistema (Jordan *et al.*, 2006). A aplicação destes índices em análises topológicas das redes tróficas

tem sido amplamente explorada (Jordan, 2001; Jordan & Scheuring, 2002; Jordan *et al.*, 1999, 2006). Estes índices são:

Grau do nó (D): este índice leva em conta o número de outros nós que estão conectados ao nó i . Assim, o grau de um nó i (D_i) é a soma de suas presas (in-degree, $D_{in,i}$) e seus predadores (out-degree, $D_{out,i}$), o qual foi calculado usando o software NetDraw, assim:

$$D_i = D_{in,i} + D_{out,i} \quad (1)$$

Índices de centralidade: Entre os índices de centralidade se encontram:

Betweenness centrality (BC): Chamado “índice de intermediação” em português, mede o quanto é central um nó em sentido de ser incidente em muitos dos passos mais curtos entre qualquer par de nós da rede. O índice padronizado para o nó i (BC_i) é:

$$BC_i = \frac{2 \times \sum_{j \neq k} g_{jk}(i) / g_{jk}}{(N-1)(N-2)} \quad (2)$$

Onde $i \neq j$ e k , g_{jk} é o número de passos mais curtos e iguais entre nós j e k , e $g_{jk}(i)$ é o número destes passos nos quais o nó i é incidente (g_{jk} poderia ser igual a 1). O denominador é o dobro do número de pares de nós sem o nó i . Se o BC_i é grande para um grupo trófico i , indica que a perda desse nó poderia afetar de maneira rápida e com ampla dispersão pela rede.

Closeness centrality (CC): Chamado “índice de proximidade” em português, serve para quantificar o quanto são curtos os passos mínimos de um determinado nó para os outros nós (Wassermann & Faust, 1994). Sua versão padronizada (CC_i) é:

$$CC_i = \frac{N-1}{\sum_{j=1}^n d_{ij}} \quad (3)$$

Onde $i \neq j$, d_{ij} é a longitude dos passos mais curtos entre os nós i e j na rede. Esse índice mede o quão próximo está um nó dos demais. O menor valor de CC_i será para aquele grupo trófico que ao ser eliminado afetaria a maioria dos outros grupos.

Estes três índices foram calculados usando o software UCINET IV (Borgatti *et al.*, 1996).

Keystone index (K_i): Chamado “índice de espécie-chave” em português, este índice de importância topológica foi usado para determinar a importância posicional da espécie. O índice considera informação adicional aos nós diretamente conectados entre si (Jordán, 2001; Jordán *et al.*, 2006), enfatizando nas interações verticais sobre interações horizontais (e.g. cascatas tróficas vs. competição aparente). Assim mesmo, caracteriza a importância posicional, separando efeitos diretos e indiretos, assim como efeitos bottom-up de efeitos top-down na rede trófica (Jordán, 2001). É explicitado a seguir:

$$K_j = \sum_{c=1}^n \frac{1}{d_c} (1 + K_{bc}) + \sum_{e=1}^m \frac{1}{f_e} (1 + K_{te}) \quad (4)$$

onde o número de predadores da espécie j , d_c é o número de presas desse predador c^{th} e K_{bc} é o índice de importância bottom-up (de baixo para cima) do predador c^{th} . Simetricamente m é o número de presas da espécie i , f_e é o número de predadores da presa e^{th} e K_{te} é o índice de importância top-down (de cima para baixo) da presa e^{th} . Para o nó i , a primeira soma quantifica os efeitos “bottom-up” (K_{bu}), enquanto que a segunda o faz com os efeitos “top-down” (K_{td}).

Os produtos que contêm os valores de K ($\sum K_{bc}/d_c + \sum K_{te}/f_e$) referem-se aos efeitos indiretos (K_{indir}) e aqueles que não contêm K ($\sum 1/d_c + \sum 1/f_e$) aos efeitos diretos (K_{dir}). As somas desses valores de efeitos ($K_{bu} + K_{td}$) e ($K_{indir} + K_{dir}$) são iguais a K_i :

$$K_i = K_{bu,i} + K_{td,i} = K_{dir,i} + K_{indir,i} \quad (5)$$

Esse índice traz o número de espécies susceptíveis a extinções secundárias depois de remoção de espécies particulares em uma rede trófica (Jordán, 2001, 2005; Quince *et al.*, 2005). Assim, quanto maior o valor de K_i um componente apresentar, maior a probabilidade dele provocar extinções adicionais (Jordán & Scheruring, 2002). O índice foi calculado usando o software FLKS 1.1.

Key Player Problem (KPP): Esta abordagem é usada para determinar a importância de diferentes combinações de espécies em manter a integridade de uma rede (definidos como “*topological keystone species complexes*” por Jordán *et al.*, 1999, 2006 e Libralato *et al.*, 2006). Neste trabalho, a abordagem foi aplicada para avaliar se *Potamotrygon magdalenae* pertence aos grupos de elementos-chave do ecossistema estudado e foi desenvolvida sob dois enfoques: o primeiro, de “fragmentação” (KPP-1), no qual é medida a participação de cada um dos nós na manutenção da coesão da rede, tendo como um critério de identificação de espécie-chave os três nós cuja remoção causou a máxima fragmentação da rede. O segundo, de “expansão” (KPP-2) trabalha sob a suposição de “se a informação se dispersa desde um nó n , quais nós devem ser selecionados para atingir os outros da maneira mais rápida em uma rede intacta?” (Benedek *et al.*, 2007). Esta análise foi realizada com o software Key Player 1.1 (Borgatti, 2003).

Propriedades das redes tróficas analisadas

Para descrever as propriedades estruturais das redes foi seguido o trabalho de Gaichas & Francis (2008). Foi calculada a conectância direta (C), a qual é a fração de todas as possíveis interações e representa uma medida padrão da rede; calculada como L/S^2 , onde L é o número de interações e S é o número de nós da rede (Martinez, 1992). Assim mesmo, foi estimado o diâmetro (D_m), o qual é medido como o caminho mais curto (em número de interações) entre os dois nós mais distantes das redes, e o comprimento do caminho médio (PL), calculado como a distância média em número de interações entre qualquer par de nós (Albert & Barabási, 2002). Seguindo a Albert & Barabási (2002) e Newman (2003) foi calculado o coeficiente de agrupamento (CC), o qual permite determinar em que medida alguns grupos de espécies estão mais conectados entre si do que com outros grupos de espécies. Este índice representa a relação entre o número máximo de interações identificadas entre os nós (E_i) e o número máximo de interações possíveis entre os nós K_i , isto é:

$$CC = \frac{2E_i}{k_i(k_i - 1)} \quad (6)$$

Avaliação de mundo-pequeno

Determinou-se a rede trófica analisada se adequou ao padrão de escala livre. Para isto foi analisada a distribuição de frequências do grau do nó, com o objetivo de determinar se se ajustou a uma distribuição de tipo potencial.

Posteriormente, para testar se a rede trófica estudada apresentou organização estrutural de mundo-pequeno, os índices de comprimento do caminho médio (*PL*) e o coeficiente de agrupamento (*CC*) da rede observada foram comparados com aqueles gerados com base em redes tróficas aleatórias construídas com o mesmo número de nós e interações das redes originais.

Para avaliar o efeito da perda de *Potamotrygon magdalenae* sobre a estrutura da rede trófica da área de estudo (sua importância estrutural), foi realizada a comparação dos valores do coeficiente de agrupamento (*CC*) e o de comprimento do caminho médio (*PL*) da rede original contra uma rede sem *P. magdalenae*, visando identificar se a eliminação da espécie alterou significativamente a estrutura da rede. Este procedimento foi realizado removendo sequencialmente diferentes nós para identificar aqueles que produziram o maior efeito. As espécies selecionadas para serem eliminadas foram as que registraram as maiores capturas comerciais na zona de estudo ou que têm algum grau de ameaça.

Os cenários analisados foram os seguintes:

Cenário 1: rede trófica com todas as espécies.

Cenário 2: rede trófica sem o nó de *Potamotrygon magdalenae*.

Cenário 3: rede trófica sem o nó de *Pseudoplatystoma magdaleniatum*.

Cenário 4: rede trófica sem o nó de *Prochilodus magdalenae*.

Cenário 5: rede trófica sem os nós de *Potamotrygon magdalenae*, *Prochilodus magdalenae*, *Pseudoplatystoma magdaleniatum* e *Pimelodus grosskopfii*.

Cenário 6: rede trófica sem os nós de *Prochilodus magdalenae*, *Pseudoplatystoma magdaleniatum* e *Pimelodus grosskopfii*.

Os resultados dos índices de *CC* e *PL* foram tabulados para observar o comportamento dos resultados através das redes e os cenários analisados.

RESULTADOS

Informação secundária

Foram obtidas 107 referências bibliográficas sobre os hábitos alimentares de peixes, outros vertebrados e invertebrados encontrados na área de estudo, ou dietas de espécies confirmadas para a área, mas que têm sido estudadas em ecossistemas próximos (Anexo 2). Destas referências se obteve informação de conteúdos estomacais de 99 predadores de diferentes níveis tróficos e de 27 categorias mais amplas (Tabela 1).

Tabela 1. Espécies com informação de dieta obtida da literatura e utilizada para a construção da rede trófica da zona de estudo e o respectivo número do nó para a identificação nos gráficos. *Potamotrygon magdalenae* (75) está destacada em negrito.

Nó	Componente	Nó	Componente	Nó	Componente
1	<i>Ageneiosus pardalis</i>	45	<i>Geophagus steindachneri</i>	89	<i>Squaliforma tenuicauda</i>
2	<i>Andinoacara latifrons</i>	46	<i>Gephyrocharax melanocheir</i>	90	<i>Sternopygus aequilabiat</i>
3	<i>Andinoacara pulcher</i>	47	<i>Gilbertolus alatus</i>	91	<i>Sturisomatichthys leightoni</i>
4	<i>Apteronotus eschmeyer</i>	48	<i>Hemibrycon dentatus</i>	92	<i>Sturisomatichthys panamensis</i>
5	<i>Apteronotus magdalenensis</i>	49	<i>Hoplias malabaricus</i>	93	<i>Sylviocarcinus piriformis</i>
6	<i>Apteronotus mariae</i>	50	<i>Hoplosternum magdalenae</i>	94	<i>Synbranchus marmoratus</i>
7	<i>Ardea alba</i>	51	<i>Hypostomus hondae</i>	95	<i>Trachelyopterus insignis</i>
8	<i>Ardea cocoi</i>	52	<i>Ichthyoelephas longirostris</i>	96	<i>Trichomycterus banneai</i>
9	<i>Argopleura magdalenensis</i>	53	<i>Imparfinis nemacheir</i>	97	<i>Trichomycterus striatum</i>
10	<i>Astroblepus homodon</i>	54	<i>Kinosternon leucostomum</i>	98	<i>Tripottheus magdalenae</i>
11	<i>Astyanax caucanus</i>	55	<i>Kinosternon scorpioides</i>	99	Cichlidae
12	<i>Astyanax fasciatus</i>	56	<i>Lasiancistrus caucanus</i>	100	Anfibios
13	<i>Astyanax magdalenae</i>	57	<i>Leporellus vittatus</i>	101	Aves
14	<i>Basiliscus galeritus</i>	58	<i>Leporinus muyscorum</i>	102	Characiformes
15	<i>Brycon henni</i>	59	<i>Leporinus striatus</i>	103	Chironomidae
16	<i>Brycon moorei</i>	60	<i>Lontra longicaudis</i>	104	Cladóceros
17	<i>Brycon rubricauda</i>	61	<i>Macrobrachium heterochirus</i>	105	Coleópteros
18	<i>Bunocephalus colombianus</i>	62	<i>Megalonema xanthum</i>	106	Copépodes
19	<i>Busarellus nigricollis</i>	63	<i>Oreochromis niloticus</i>	107	Crustáceos

20	<i>Caiman crocodilus fuscus</i>	64	<i>Panaque cochliodon</i>	108	Curimatidae
21	<i>Caquetaia kraussii</i>	65	<i>Parodon suborbitales</i>	109	Detritos
22	<i>Caquetaia umbrifera</i>	66	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	110	Diptera
23	<i>Caracara cheriway</i>	67	<i>PhallangotheCphusa magdalenensis</i>	111	Ephemeroptera
24	<i>Centrochir crocodili</i>	68	<i>Piaractus brachypomum</i>	112	Fitoplâncton
25	<i>Cetopsis othonops</i>	69	<i>Pimelodella chagresi</i>	113	Hirudinea
26	<i>Cetopsorhamdia molinae</i>	70	<i>Pimelodus blochii</i>	114	Insetos
27	<i>Cetopsorhamdia nasus</i>	71	<i>Pimelodus grosskopfii</i>	115	Loricariidae
28	<i>Chaetostoma fischeri</i>	72	<i>Plagioscion magdalenae</i>	116	Macroinvertebrados aquáticos
29	<i>Chaetostoma leucomelas</i>	73	<i>Podocnemis lewyana</i>	117	Mamíferos
30	<i>Chaetostoma milesi</i>	74	<i>Poecilia caucana</i>	118	Material vegetal
31	<i>Chaetostoma thomsoni</i>	75	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	119	Moluscos
32	<i>Chelydra acutirostris</i>	76	<i>Prochilodus magdalenae</i>	120	Odonata
33	<i>Colossoma macropomum</i>	77	<i>Pseudopimelodus bufonius</i>	121	Oligochaeta
34	<i>Creagrutus affinis</i>	78	<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	122	Ostracoda
35	<i>Creagrutus magdalenae</i>	79	<i>Pterygoplichthys undecimalis</i>	123	Peixes
36	<i>Crocodylus acutus</i>	80	<i>Rhamdia quelen</i>	124	Perifíton
37	<i>Crossoloricaria variegata</i>	81	<i>Rhinoclemmys melanosterna</i>	125	Pimelodidae
38	<i>Ctenolucius hujeta</i>	82	<i>Rineloricaria magdalenae</i>	126	Planariidae
39	<i>Curimata mivartii</i>	83	<i>Rivulus magdalenae</i>	127	Répteis
40	<i>Cynopotamus magdalenae</i>	84	<i>Roeboides dayi</i>	128	Tartarugas
41	<i>Cyphocharax magdalenae</i>	85	<i>Saccoderma hastata</i>	129	Trichoptera
42	<i>Dasylicaria filamentosa</i>	86	<i>Salminus affinis</i>	130	Zooplâncton
43	<i>Eigenmannia humboldtii</i>	87	<i>Sorubim cuspicaudus</i>		
44	<i>Eigenmannia virescens</i>	88	<i>Spatuloricaria gymnogaster</i>		

Caracterização da rede trófica

A rede trófica da área de estudo foi formada de 130 nós, que incluem tanto os predadores como as presas, com um total de 405 interações. O valor de conectância (C) foi de 0.024 e o número de interações médias por espécie (L/S) foi de 3.12.

Em termos do grau do nó (D), os insetos foram o nó de maior valor (nó 114, $D=66$), seguidos de peixes ósseos (123, 34), Diptera (110, 28), Perifíton (124, 22) e Crustáceos (107, 22) (Fig. 1). *Potamotrygon magdalenaense* localizou entre as dez primeiras posições (75, 14) (Tabela 2).

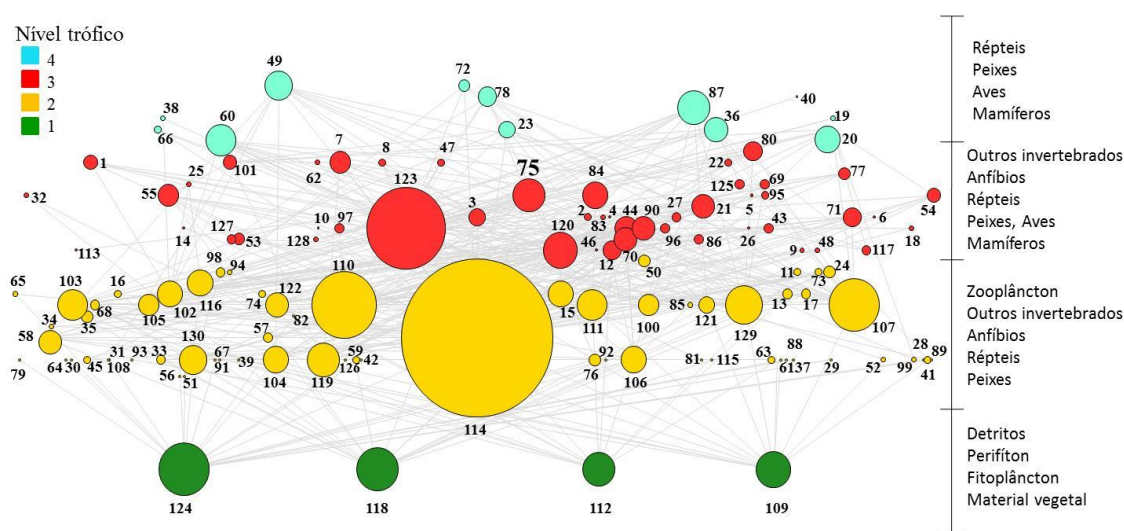


Figura 1. Topologia da rede trófica de uma área de bacia do médio rio Magdalena indicando o grau do nó (D). O tamanho do nó é proporcional ao valor do grau do nó. O nó de *Potamotrygon magdalenaense* (75) é destacado em negrito.

Índices de centralidade

De acordo ao índice de intermediação (BC), *P. magdalenaense* obteve um valor de 354.71 sendo localizada no quinto nível de importância, abaixo de insetos (4143.97), perifíton (1910.39), peixes ósseos (778.50) e detritos (732.00) (Fig. 2a, Tabela 2).

Em relação ao índice de proximidade (CC), *P. magdalenaense* obteve um valor de 288 ocupando a posição 12. Insetos (199), perifíton (274), *Astyanax fasciatus* (281), Chironomidae (281), *Brycon henni* (282) e *Sorubim cuspicaudus* (283) ocuparam as seis primeiras posições (Fig. 2b, Tabela 2).

Tabela 2. Índices de centralidade dos 20 primeiros componentes, obtidos para a rede trófica da área de estudo. *Potamotrygon magdalenae* está destacada em negrito.

Posição	Nó	Componente	Grau do nó (D)	Nó	Componente	Intermediação (BC)	Nó	Componente	Proximidade (CC)
1	114	Insetos	66	114	Insetos	4143.97	114	Insetos	199
2	123	Peixes	34	124	Perifíton	1910.39	124	Perifíton	274
3	110	Diptera	28	123	Peixes	778.50	12	<i>Astyanax fasciatus</i>	281
4	107	Crustáceos	22	109	Detritos	732.00	103	Chironomidae	281
5	124	Perifíton	22	75	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	354.71	15	<i>Brycon henni</i>	282
6	118	Material vegetal	18	110	Diptera	335.53	87	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	283
7	129	Trichoptera	16		Macroinvertebrados				
8	109	Detritos	15	116	aquáticos	332.90	58	<i>Leporinus muyscorum</i>	283
9	120	Odonata	15	118	Material vegetal	314.24	84	<i>Roeboides dayi</i>	285
		<i>Potamotrygon magdalenae</i>		60	<i>Lontra longicaudis</i>	292.07	3	<i>Andinoacara pulcher</i>	287
10	75	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	14	107	Crustáceos	285.08	109	Detritos	288
11	87	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	14					<i>Potamotrygon magdalenae</i>	288
12	112	Fitoplâncton	14	49	<i>Hoplias malabaricus</i>	268.44	75	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	288
13	119	Mollusca	14	20	<i>Caiman crocodilus fuscus</i>	247.39	130	Zooplâncton	288
14	60	<i>Lontra longicaudis</i>	13	87	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	192.81	70	<i>Pimelodus blochii</i>	289
15	103	Chironomidae	13	36	<i>Crocodylus acutus</i>	183.82	49	<i>Hoplias malabaricus</i>	290
16	111	Ephemeroptera	13	130	Zooplâncton	179.01	20	<i>Caiman crocodilus fuscus</i>	290
17	49	<i>Hoplias malabaricus</i>	12	104	Cladóceros	157.21	112	Fitoplâncton	292
18	130	Zooplâncton	12					<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	292
19	15	<i>Brycon henni</i>	11	76	<i>Prochilodus magdalenae</i>	149.74	90	<i>aequilabiatus</i>	292
		<i>Caiman crocodilus fuscus</i>		106	Copépodes	146.23	55	<i>Kinosternon scorpioides</i>	294
20	20	<i>fuscus</i>	11	12	<i>Astyanax fasciatus</i>	137.12	21	<i>Caquetaia kraussii</i>	294
				84	<i>Roeboides dayi</i>	130.30	54	<i>Kinosternon leucostomum</i>	294

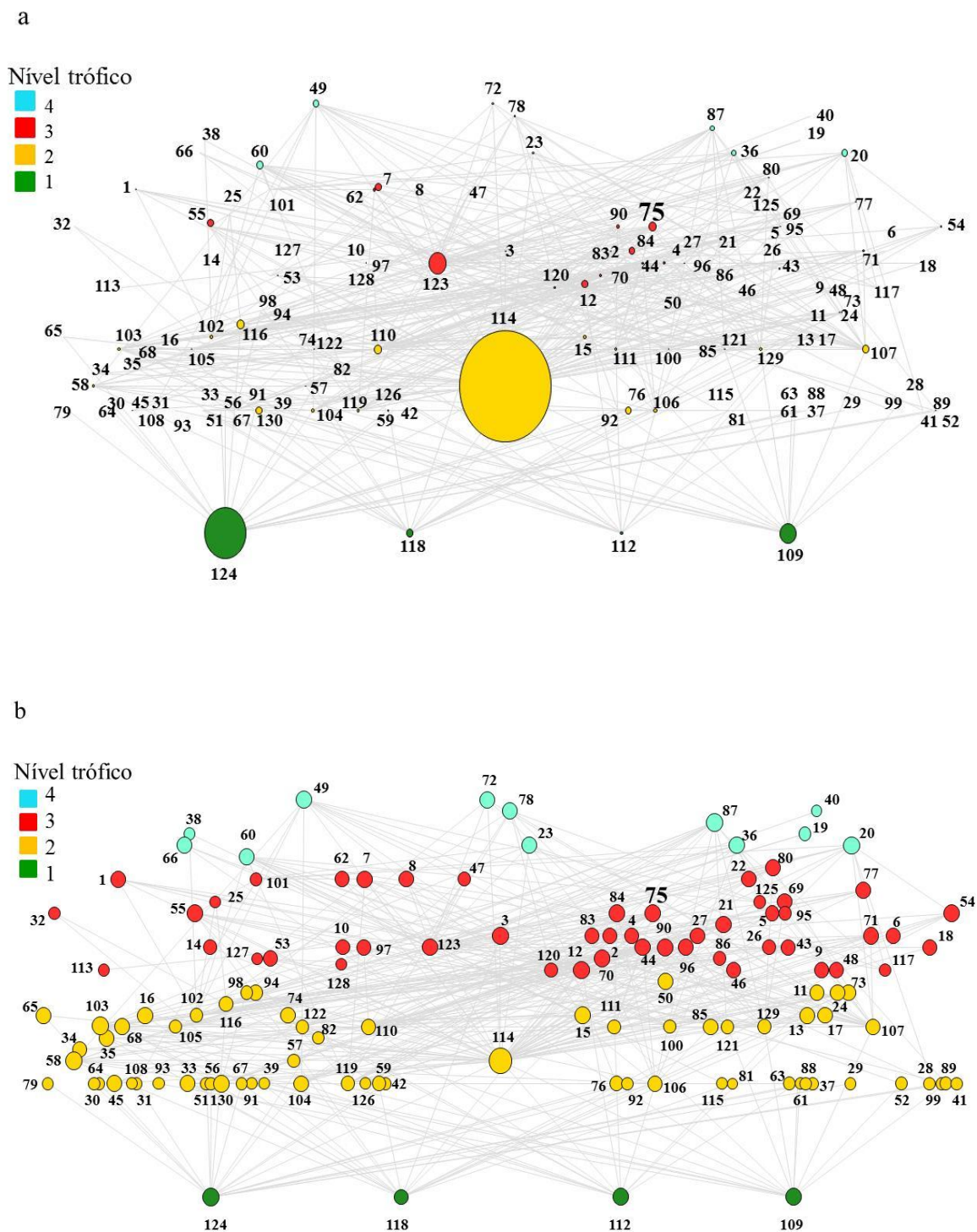


Figura 2. Topologia da rede trófica de uma área da bacia do médio rio Magdalena, indicando: a) O índice de intermediação (BC) e b) o índice de proximidade (CC). O tamanho do nó é proporcional ao valor de cada índice. O nó de *Potamotrygon magdalenae* (75) é destacado em negrito.

Índice de espécie-chave - Keystone index

Potamotrygon magdalenae mostrou um valor posicional intermediário no índice de espécie-chave, ocupando a posição 14 ($K=3.07$) (Tabela 3), indicando assim que sua desaparecimento levaria a um baixo número de extinções secundárias na rede, quando comparada com outros componentes de maior índice como os detritos, perifíton, insetos e fitoplâncton. Por outro lado, esta espécie só participou no mecanismo de controle ecossistêmico “top-down” ($K_{td}=3.07$), sugerindo que na área de estudo não apresenta predadores naturais ($K_{bu}=0.00$), e por tanto, seus efeitos diretos sobre as outras espécies do ecossistema foram maiores do que seus efeitos indiretos ($K_{dir}=2.98$, $K_{indir}=0.09$) (Tabela 3).

Os resultados gerais deste índice sugerem que a rede estudada apresenta controle ecossistêmico de tipo “bottom-up”, sendo dominada por detritos, perifíton, insetos, fitoplâncton e zooplâncton, grupos que são altamente sensíveis aos fatores ambientais. Dentro das espécies de maior índice K , os únicos predadores identificados foram os peixes.

Tabela 3. Índices para quantificar a importância topológica de *Potamotrygon magdalenae* na área de estudo. Os nós estão organizados por ordem descendente baseados no índice de espécie-chave (K). K_{bu} = índice de importância de baixo para cima (*bottom-up*), K_{td} = índice de importância de cima para baixo (*top-down*), K_{dir} = índice de importância de efeitos diretos, K_{ind} = índice de importância de efeitos indiretos. *Potamotrygon magdalenae* está destacada em negrito.

Posição	Componente	K_{bu}	K_{td}	K_{dir}	K_{ind}	K
1	Detritos	28.79	0.00	11.37	17.42	28.79
2	Perifíton	24.67	0.00	17.87	6.81	24.67
3	Insetos	21.37	0.37	21.24	0.50	21.74
4	Fitoplâncton	20.53	0.00	5.65	14.88	20.53
5	Zooplâncton	11.92	0.00	3.36	8.57	11.92
6	Peixes	9.03	0.00	8.76	0.28	9.03
7	Chironomidae	7.35	0.14	2.28	5.21	7.49
8	<i>Lontra longicaudis</i>	0.00	6.71	5.27	1.44	6.71
9	Diptera	6.43	0.15	6.46	0.13	6.59
10	<i>Hoplias malabaricus</i>	0.00	6.56	4.96	1.60	6.56
11	Material vegetal	5.51	0.00	5.31	0.20	5.51
12	Crustáceos	3.54	0.07	3.34	0.26	3.60
13	<i>Caiman crocodilus fuscus</i>	0.00	3.12	2.80	0.31	3.12
14	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	0.00	3.07	2.98	0.09	3.07
15	Trichoptera	2.65	0.07	2.65	0.06	2.71
	Macroinvertebrados					
16	aquáticos	2.50	0.11	2.61	0.00	2.61
17	Characiformes	2.19	0.00	2.18	0.01	2.19
18	Moluscos	2.10	0.00	2.08	0.02	2.10
	<i>Pseudoplatystoma</i>					
19	<i>magdaleniatum</i>	0.00	2.07	1.53	0.54	2.07
20	Ephemeroptera	1.91	0.14	2.02	0.03	2.05
21	Odonata	1.85	0.19	1.93	0.11	2.04
22	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	0.00	1.98	1.81	0.17	1.98
23	<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	0.00	1.84	1.64	0.19	1.84
24	<i>Crocodylus acutus</i>	0.00	1.70	1.69	0.01	1.70
25	<i>Ageneiosus pardalis</i>	0.00	1.63	1.49	0.14	1.63
26	<i>Plagioscion magdalenae</i>	0.00	1.61	1.26	0.35	1.61
27	Ostracoda	1.45	0.07	1.41	0.11	1.52
28	Anfíbios	1.52	0.00	1.50	0.02	1.52
29	Copépodes	1.38	0.12	1.39	0.11	1.50
30	Cladóceros	1.05	0.12	1.13	0.04	1.17

Conjunto de espécies chave (Key Player Problem)

Na análise do conjunto de espécies chave (*KPP*), foram identificados seis nós como espécies chave para a rede, três com o método de Fragmentação (*KPP-1*) e três mais com o método de expansão (*KPP-2*) (Tabela 4).

De acordo com o método de "Fragmentação" (*KPP-1*), os três nós que geraram máxima fragmentação da rede foram: Diptera, insetos e perifíton. (Fragmentation= 0.421, Heterogeneity= 0.418) (Tabela 4). Estes nós estão representados pelos grupos mais consumidos na rede.

Segundo o método de "Expansão" (*KPP-2*), os três nós que atingiram a maioria da rede em apenas dois passos foram *Brycon henni*, insetos e perifíton (Tabela 4).

Tabela 4. Espécies chave identificadas na rede trófica da área de estudo. *KPP-1*: método de fragmentação e *KPP-2*: método de expansão de efeitos.

Componente		Fragmentação	
KPP-1	Detritos	0.421	
	Diptera		
	Perifíton		
		No. de espécies atingidas	% de espécies atingidas
KPP-2	<i>Brycon henni</i>	123	94.6
	Insetos	129	99.2
	Perifíton	130	100

Avaliação de escala livre e mundo-pequeno

A distribuição de frequências do grau do nó (*D*) mostrou uma clara tendência de distribuição potencial, o que permitiu definir que esta rede apresentou características de "escala livre". Poucos nós da rede exibiram elevados valores de interação ($D > 28$) e mais de 50% dos outros nós estiveram pouco conectados ($D < 5$), com cinco nós de alta centralidade que se conectam aos outros grupos de nós e à rede principal (Fig. 3b).

A estrutura gráfica da rede construída com os dados observados contrastou com a estrutura observada na rede aleatória, a qual se baseou no mesmo número de nós e de interações entre nós (Fig. 3a,b,c). O coeficiente de determinação estabelecido para a regressão linear da distribuição de frequência do número de interações por espécie (nó) foi elevado ($R^2 = 0.810$) (Fig. 3b, c).

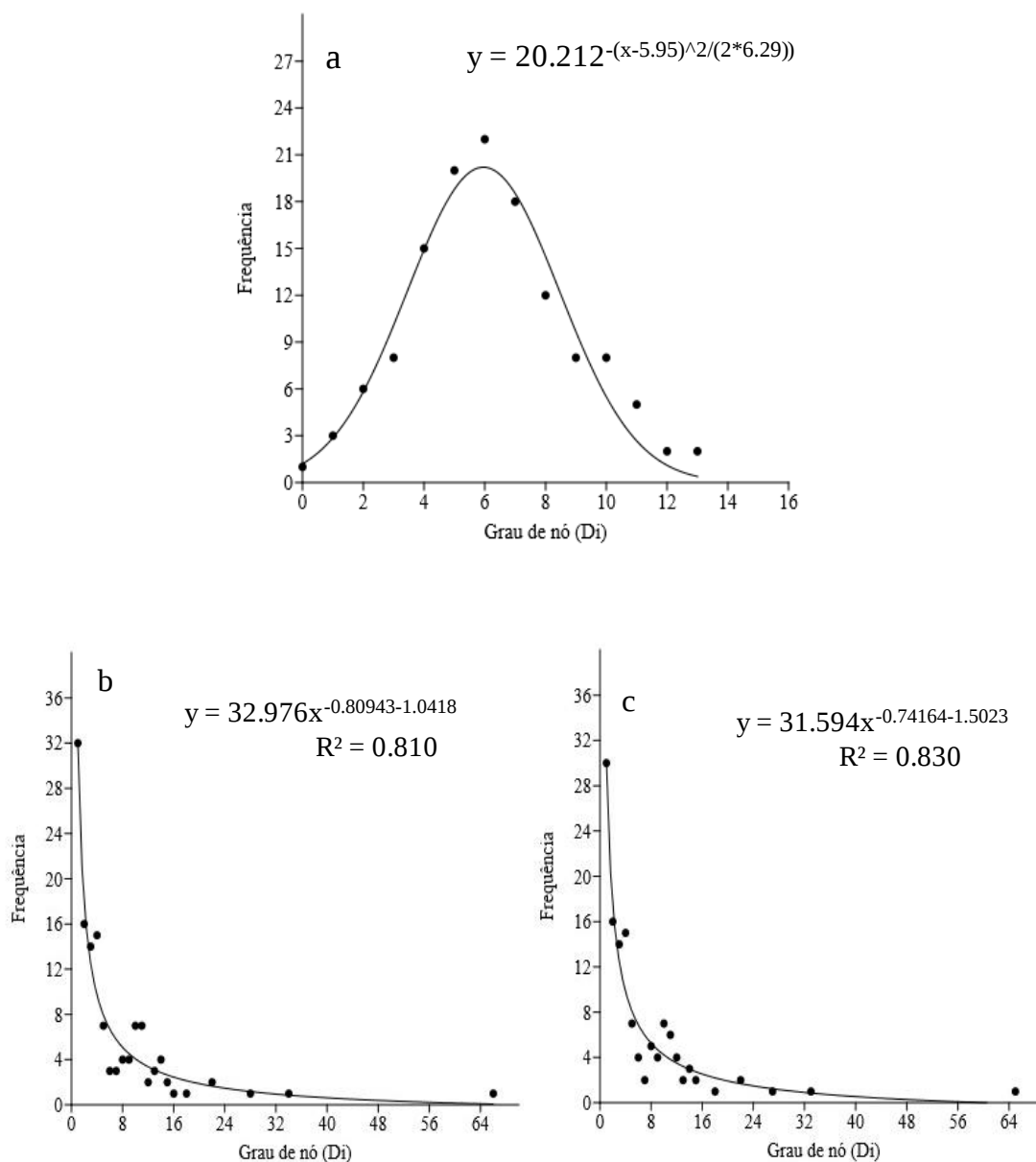


Figura 3. Distribuição de frequências do grau de nó da rede trófica a) aleatória, b) completa e c) sem *Potamotrygon magdalenae*.

Com a estatística descritiva da rede completa, encontrou-se que o número médio de interações de um nó foi de 3.11, o diâmetro da rede (Dm), foi estimado em três interações, e o comprimento do caminho médio (PL) foi calculado em 1.47 interações. Em contraste, uma rede aleatória das mesmas características apresentou um Dm de 11 passos e um PL de 4.31 (Tabela 5).

Tabela 5. Análises estatísticas da rede trófica observada da área de estudo e de uma rede aleatória das mesmas características, em quatro cenários diferentes.

Cenários	Rede	S	L	L/S	Dm	PL	CC
1	Observada	130	405	3.115	3	1.476	0.027
	Aleatória	130	405	3.115	11	4.309	0.021
2	Observada	127	391	3.079	3	1.482	0.027
	Aleatória	127	391	3.079	9	4.188	0.023
3	Observada	129	397	3.077	3	1.474	0.026
	Aleatória	129	397	3.077	11	4.266	0.017
4	Observada	129	400	3.101	3	1.483	0.027
	Aleatória	129	400	3.101	11	4.239	0.020
5	Observada	124	371	2.992	3	1.488	0.027
	Aleatória	124	371	2.992	12	4.437	0.019
6	Observada	127	385	3.031	3	1.481	0.027
	Aleatória	127	385	3.031	11	4.426	0.023

Estes resultados, e os valores do coeficiente de agrupamento (CC) confirmam que a rede trófica da área de estudo se ajustou a uma estrutura do tipo mundo-pequeno, condição validada por um maior valor de CC para a rede observada em comparação com a rede aleatória, como para as outras redes nos diferentes cenários (Tabela 5). Em todos os cenários, as redes observadas apresentaram valores inferiores de PL e valores superiores de CC em relação às redes aleatórias, sem apresentarse perda de estrutura de mundo-pequeno. As maiores diferenças no CC se deram nos cenários 3 e 5.

DISCUSSÃO

Em todos os índices analisados *P. magdalenae* obteve valores intermediários de importância, desde o grau do nó (*D*) até o índice de espécie chave (*K*), mostrando também um nível intermediário de conectividade com outros componentes do sistema.

Quanto ao índice de intermediação (*BC*), *P. magdalenae* mostrou um valor importante de centralidade, incidindo em muitos dos caminhos mais curtos entre as espécies, e, portanto, a sua perda ou eliminação afetaria a dispersão de efeitos diretos ou indiretos dentro da rede. De forma contrária, o índice de proximidade (*CC*) sugere que se necessita uma grande quantidade de passos para que os efeitos de *P. magdalenae* atinjam à maioria das outras espécies do sistema, e, portanto, a dispersão de seus efeitos indiretos é mais lenta do que das espécies e/ou grupos com maior *CC*, tais como insetos e perifíton. Isto é devido a que *P. magdalenae* apresenta somente efeito predador (“top-down”), sem participação no efeito “bottom-up”, limitando assim a sua intervenção na dispersão de efeitos indiretos aos outros componentes de rede. Em outro estudo, Navia *et al.* (2010) encontraram baixos valores de *BC* em algumas espécies de raias em um ecossistema costeiro tropical com alta riqueza de espécies, enquanto Bornatowski *et al.* (2014) identificaram resultados similares aos de *P. magdalenae* para *Zapteryx brevirostris* em um ecossistema marinho subtropical. Em ambos os estudos, ao contrário do presente trabalho, foi identificada a presença de predadores naturais para a maioria das espécies de raias, o que destaca a importância das interações tróficas na determinação do papel ecológico das espécies. Embora a predação sobre raias em ambientes marinhos seja um evento frequente (e.g. Strong *et al.*, 1990; Fergusson *et al.*, 2000; Heithaus, 2001), apenas alguns eventos de predação de peixes ósseos ou lontras são conhecidos sobre espécies da família Potamotrygonidae (Álvarez-León, 2009), sendo importante verificar se realmente existem predadores naturais de *P. magdalenae*.

Em relação ao índice de importância “top-down”, o valor obtido sugere que *P. magdalenae* é um dos dez predadores de topo identificados para a área de estudo, porém, de todos estes, é o predador que proporcionalmente exerce o maior efeito por predação sobre suas presas, superando inclusive aos predadores de maior importância topológica como a lontra *Lontra*

longicaudi, o peixe *Hoplias malabaricus* e a espécie de jacaré *Caiman crocodilus fuscus*, os quais apresentaram maior participação na dispersão de efeitos tróficos indiretos do que *P. magdalenae*. Isto pode ser devido a que estas três espécies apresentam hábitos carnívoros baseados principalmente em peixes, com algum consumo de insetos, répteis e crustáceos (Quadros & Monteiro-Filho, 2000; Espitia *et al.*, 2006; Rueda-Almonacid *et al.*, 2007; Amaral *et al.*, 2009; Da Silveira *et al.*, 2010), o que aumenta o número de níveis tróficos envolvidos nas suas interações. No entanto, a não-participação destas espécies no mecanismo de controle ecossistêmico “bottom-up” (ausência de predadores), poderia ser devido a um efeito da ausência de informação ou desconhecimento das dinâmicas tróficas da rede, especialmente em espécies como *Sorubim cuspicaudus*, *Sternopygus aequilabiatus*, *Crocodylus acutus*, *Ageneiosus pardalis* e *Plagioscion magdalenae*.

Em relação à dispersão de efeitos tróficos indiretos, *P. magdalenae* mostrou pouca importância e foi amplamente superada por nós como detritos, zooplâncton, fitoplâncton e perifíton, os quais representaram a fonte de recursos para a maioria das espécies da rede analisada. Para algumas espécies de raias como *Urotrygon rogersi*, *Zapteryx xyster* e *Z. brevirostris* também tem sido identificada uma baixa participação na dispersão dos efeitos indiretos (Navia *et al.*, 2010; Bornatowski *et al.*, 2014). Todas estas espécies basearam sua dieta em organismos bentônicos e apresentaram baixas amplitudes de nicho, o que sugeriria que a especialização da dieta pode influenciar a dispersão de tais efeitos.

Muitas espécies consideradas de níveis tróficos altos, incluindo *Potamotrygon magdalenae*, foram superadas em importância estrutural por espécies ou componentes de níveis tróficos baixos, como detritos, perifíton, insetos, fitoplâncton e zooplâncton. Estes componentes apresentaram maiores valores de conectividade e centralidade e, portanto, se identificaram como os mais importantes na estabilidade da rede em estudo. Por isto, se propõe que a estrutura da comunidade da área de estudo poderia estar dirigida principalmente por mecanismos de controle ecossistêmico bottom-up. Neste sentido, diversos estudos têm identificado o predomínio deste tipo de controle nas redes tróficas dos rios tropicais, com o detrito desempenhando um papel fundamental nestes ecossistemas (e.g. Cyr & Pace, 1993; Hairston & Hairston, 1993; Polis *et al.*, 1997; Moore *et al.*, 2003; Winemiller, 2004; De

Morais, 2010). Os ecossistemas baseados na detritivoria têm sido considerados sistemas mais estáveis, tanto em termos de fluxo de energia como na dinâmica de seus predadores (Moore *et al.*, 2004).

É importante considerar que o alto nível de agregação taxonômica de alguns grupos tróficos (e.g. produtores primários) simplificou a rede e aumentou o número de interações dos mesmos, influenciando nos resultados obtidos. No entanto, os resultados deste estudo são um ponto de partida para estudos posteriores com maiores níveis de resolução taxonômica e de dieta, que possam aprofundar ainda mais na dinâmica e estrutura desta rede.

Os conjuntos de espécies-chave (KPP) indicaram que *P. magdalenae* não faz parte dos mesmos, nem para o fracionamento da rede nem para a dispersão de efeitos. Estes resultados também mostram que os detritos, Diptera e perifíton mantêm a coesão da rede, enquanto a espécie de peixe *Brycon henni*, insetos e perifíton desempenham um maior papel na dispersão de efeitos dentro da rede. Estes resultados mostram de novo uma tendência à dominância dos nós localizados nos níveis tróficos inferiores da rede, corroborando a sua importância em manter a integridade da mesma. Além disso, contrastam com o registrado por Navia (2013) em um ecossistema marinho costeiro tropical, no qual os predadores de tamanhos médios, entre os quais se localizou a espécie *Urotrygon rogersi*, mantêm a coesão da rede. No entanto, ressalta-se mais uma vez, que tais comparações devem ser levadas com cautela, pois a dinâmica trófica dos ecossistemas marinhos e de água doce é completamente diferente. A espécie de peixe *Brycon henni* apesar de não apresentar os maiores valores de centralidade e de importância topológica, fez parte do conjunto de espécies com maior dispersão de efeitos, o que poderia ser resultado de seus hábitos onívoros, apresentando conexão com muitos dos nós de maior importância na rede, como insetos, Chironomidae, peixes, crustáceos e material vegetal.

Em relação às análises de escala livre e de *mundo-pequeno*, os resultados sugerem que a rede trófica da área de estudo apresentou estas propriedades. O coeficiente de correlação entre o grau do nó e a sua frequência ($R^2 = 0.808$) foi similar aos encontrados por Montoya & Solé (2002) em redes tróficas de lagos e estuários, e por Navia (2013) em uma rede

trófica de um ecossistema marinho costeiro tropical. A presença destas propriedades sugere com base na teoria de redes, que esta rede pode ser resistente à perda aleatória de espécies, mas altamente sensível à perda de espécies de alta centralidade ou importância topológica. Em relação a isso, os cenários estudados para simular a perda de espécies de interesse comercial, incluindo *P. magdalenae*, não mostraram alteração significativa dos coeficientes de agrupamento nem do comprimento do caminho médio, mantendo em todos os casos a estrutura de mundo-pequeno. Dunne *et al.* (2002b) propõem que, embora a maioria das redes tróficas não apresentem essas estruturas, as mesmas estão presentes em redes com valores muito baixos de conectância ($C \approx 0.03$), sugerindo uma alta complexidade estrutural. Tais valores coincidem com o valor encontrado neste estudo. Resultados similares têm sido registrados em redes marinhas (Gaichas & Francis, 2008; Navia, 2013, Bornatowski *et al.*, 2014; Navia *et al.*, 2016). De forma contrária, Andramunio-Acero & Caraballo (2012) reportaram para uma rede trófica de um lago amazônico, uma conectância maior (0.082). Porém, o número de espécies usadas para a construção de tal rede foi baixo (77).

Embora este tipo de análise das redes tróficas não inclua todas as espécies nem todas as relações tróficas existentes, destaca-se como uma estratégia que permite apresentar uma visão inicial do sistema e avaliar a participação das diversas espécies na estrutura das comunidades aquáticas. Assim, este trabalho representa um ponto de partida para os estudos sobre a importância das diferentes espécies de raias de água doce nos ecossistemas tropicais de águas interiores, ecossistemas tão fortemente impactados pela poluição, a sobre pesca, as intervenções hidráulicas e introdução de espécies exóticas.

Recomenda-se que, na medida em que a informação disponível o permita, futuros trabalhos nestes tópicos envolvam mudanças ontogenéticas na dieta das espécies, para evitar a subestimações do efeito potencial dos hábitos alimentares sobre o papel que as espécies desenvolvem através do seu ciclo de vida.

Finalmente, deve-se indicar que este tipo de estudos devem ser complementados, se possível, com outras análises, como por exemplo, de isótopos estáveis, para corroborar quais componentes são chaves nas redes tróficas em termos energéticos, obtendo uma visão e

compreensão mais clara do sistema, e assim melhorar as avaliações dos efeitos dos impactos antrópicos que sofrem estes ambientes, e como consequência a sua ictiofauna.

Assim, conhecer a participação da espécie nas redes tróficas, aporta informação valiosa que complementa os estudos de linha de base, os quais são necessários para as avaliações de seu status de conservação, que devem ser complementadas com dados sobre o seu comércio, facilitando o desenvolvimento de planos de manejo, gestão comercial e legislação específica para garantir capturas sustentáveis.

Além disso, o trabalho destaca a importância de diferentes componentes das redes tróficas, indicando a relevância da conservação do ecossistema, o qual suporta uma alta biodiversidade, e deste modo, direcionar o manejo para as diferentes espécies.

REFERÊNCIAS

- Albert, R. & A. L. Barabási. 2002. Statistical mechanics of complex networks. *Reviews of Modern Physics*, 74: 47-97.
- Álvarez-León, R. Importancia de los peces en la nutrición de la nutria gigante de río (*Pteronura brasiliensis*) (Carnivora: Mustelidae) en Colombia. *Revista Luna Azul*, 28: 8-14.
- Amaral, Y. T., M. C. Souza, R. Novelli, H. J. T. Silva, M. G. Almeida & C. M. M. Souza. 2009. Biologia da traíra (*Hoplias malabaricus*) na lagoa do Campelo, RJ. *Anais do IX congresso de ecologia do Brasil*, São Lourenço-MG.
- Andramunio-Acero, C. & P. Caraballo. 2012. Análisis de las relaciones tróficas en un lago de inundación de la Amazonia Colombiana. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 4: 102-120.
- Araujo, M.L.G., P. Charvet-Almeida, M. P. Almeida & H. Pereira. 2004. Freshwater stingrays (Potamotrygonidae): status, conservation and management challenges. *Cites Org Doc* 8:1-6.
- Barausse, A., A. Ducci, C. Mazzoldi, Y. Artoli & L. Palmeri. 2009. Trophic Network Model of the Northern Adriatic Sea: Analysis of an Exploited and Eutrophic Ecosystem. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 83: 4.
- Bascompte, J., C. J. Melián & E. Sala. 2005. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. *National Academy of Science*, 102: 5443-5447.
- Baum, J. K. & B. Worm. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78: 699-714.
- Benedek, Z., F. Jordán & A. Báldi. 2007. Topological keystone species complexes in ecological interaction networks. *Community Ecology*, 8: 1-7.
- Borgatti, S. P., M. G. Everett & L. C. Freeman. 1996. UCINET IV version 1.64. Analytic Technologies, Natick, MA.
- Borgatti, S. P. 2003. Key Player. Analytic Technologies. Boston.
- Bornatowski, H., A. F. Navia, R. R. Braga, V. Abilhoa & M. F. M. Corrêa. 2014. Ecological importance of sharks and rays in a structural food web analysis in southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 7: 1586-1592.
- Cyr, H. & M. L. Pace. 1993. Magnitude and patterns of herbivory in aquatic and terrestrial ecosystems. *Nature*, 361, 48-150.
- Da Silveira, R., E. E. Ramalho, J. B. Thorbjarnarson & W. Magnusson. 2010. Depredation by jaguars on caimans and importance of reptiles in diet of jaguar. *Journal of Herpetology*, 44: 418-424.
- De Moraes, R. J. 2010. Estrutura e interações tróficas em três lagoas marginais no Dantanal sul. Dissertação, Universidade Federal de Goiás, 75p.
- Dunne, J.A., R. J. Williams & N. D. Martinez. 2002a. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters*, 5: 558-567.
- Dunne, J.A., R. J. Williams & N. D. Martinez. 2002b. Food-web structure and network theory: The role of connectance and size. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 99: 12917-12922.
- Dunne, J.A., R. J. Williams & N. D. Martinez. 2004. Network structure and robustness of marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 273: 291-302.

- Dunne, J.A. & R. J. Williams. 2009. Cascading extinctions and community collapse in model food webs. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*, 364: 1711-1723.
- Eklöf, A. & B. Ebenman. 2006. Species loss and secondary extinctions in simple and complex model communities. *Journal of Animal Ecology*, 75, 239-246.
- Espitia, L. F., Y. Causil, D. Arcila, J. Barbosa, Y. Mona, D. Caicedo & F. Trujillo. 2006. Hábitos alimenticios de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) e interacción con la actividad pesquera en el bajo Sinú, Córdoba, Colombia. In: Andrade-C., M. Gonzalo, J., C. Aguirre & J. V. Rodríguez-Mahecha (Eds.). Segundo congreso colombiano de zoología. Libro de resúmenes. Ed Panamericana, 572p.
- Fergusson, I. K., L. J. V. Compagno & M. A. Marks. 2000. Predation by white sharks *Carcharodon carcharias* (Chondrichthyes: Lamnidae) upon chelonians, with new records from the Mediterranean Sea and a first record of the ocean sunfish *Mola mola* (Osteichthyes: Molidae) as stomach contents. *Environmental Biology of Fishes*, 58: 447-453.
- Ferretti, F., B. Worm, G. L. Britten, M. R. Heithaus & H. K. Lotze. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*, 13: 1055-1071.
- Frank, K.T., B. Petrie, J. S. Choi & W. C. Leggett. 2005. Trophic cascades in a formerly cod dominated ecosystem. *Science*, 308: 1621-1623.
- Gaichas, S.K. & R.C. Francis. 2008. Network models for ecosystem-based fishery analysis: a review of concepts and application to the Gulf of Alaska marine food web. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 1965-1982.
- Hairton, N. G. Jr. & N. G. Hairton Sr. 1993. Cause effect relationships in energy flow, trophic structure, and interspecific interactions. *American Naturalist*, 142: 379-411.
- Heithaus, M. R. 2001. The biology of tiger sharks, *Galeocerdo cuvier*, in Shark Bay, Western Australia: sex ratio, size distribution, diet, and seasonal changes in catch rates. *Environmental Biology of Fishes*, 61: 25-36.
- Heithaus, M.R., A. Frid, A. J. Wirsing & B. Worm. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 202-210.
- Heithaus M.R., Vaudo J. J., S. Kreicker, C. A. Layman., M. Krützen, D. A. Burkholder, K. Gastrich, et al. 2013. Apparent resource partitioning and trophic structure of large-bodied marine predators in a relatively pristine seagrass ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 481: 225-237.
- Jordán, F. 2001. Trophic fields. *Community Ecology*, 2: 181-185.
- Jordán, F. 2005. Topological key players in communities: the network perspective. Pp. 87-96. In: Tiezzi, E., C. A. Brebbia, S. Jörgensen & D. Almorza-Gomar (Eds.). *Ecosystems and Sustainable Development V*. WIT Press, Southampton.
- Jordán, F., A. Takács-Santa & I. Molnar. 1999. A reliability theoretical quest for keystones. *Oikos*, 86: 453-462.
- Jordán, F. & I. Scheruring. 2002. Searching for keystone in ecological networks. *Oikos*, 99: 607-612.
- Jordán, F., W. Liu & A.J. Davis. 2006. Topological keystone species: measures of positional importance in food webs. *Oikos*, 112: 535-546.
- Lasso, C.A., H. B. Ramos-Socha, T. S. Rivas-Lara & C. E. Rincón-López. 2011. *Potamotrygon magdalenae* (Myliobatiformes, Potamotrygonidae). Capítulo 7. Pp.

- 136-137. In: Lasso, C. *et al.*, (Eds.). I. Catálogo de los Recursos Pesqueros Continentales de Colombia. IAvH. Bogotá, D. C., Colombia.
- Libralato, S., V. Christensen & D. Pauly. 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling*, 195: 153-171.
- Lotze, H.K., M. Coll & J. A. Dunne. 2011. Historical Changes in Marine Resources, Food-web Structure and Ecosystem Functioning in the Adriatic Sea, Mediterranean. *Ecosystems*, 14: 198-222.
- Lucifora, L. O., V. B. Garcia, R. C. Menni, A. G. Escalante & N. M. Hozbor. 2009. Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: ecological and applied implications. *Ecological Research*, 24: 109-118.
- Martinez, N.D. 1991. Artifacts or attributes? Effects of resolution of the Little Rock Lake food web. *Ecological Monographs*, 61: 367-392.
- Martinez, N.D. 1992. Constant Connectance in Community Food Webs. *The American Naturalist*, 139: 1208-1218.
- Mejía-Falla P.A., V. Ramirez-Luna, J. S. Usma, L. A. Muñoz-Osorio, J. A. Maldonado-Ocampo, A. Isabel Sanabria & J. C. Alonso. 2009. Estado del conocimiento de las rayas dulceacuícolas de Colombia. Pp. 197-245. In: V. Puentes, A. F. Navia, P. A. Mejía-Falla, J. P. Caldas, M. C. Diazgranados & L. A. Zapata Padilla (Eds.). *Avances en el conocimiento de tiburones, rayas y quimeras de Colombia*. Fundación SQUALUS, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, Instituto Colombiano Agropecuario, CONCIENCIAS, Conservación Internacional, WWF Colombia, Bogotá.
- Mejía-Falla, P. A., L. A. Muñoz-Osorio, E. Galindo, J. López, J. G. Pérez-Rojas & A. F. Navia. 2014. Evaluación de la dinámica pesquera y la distribución de *Potamotrygon magdalenae* en la cuenca del Magdalena y aportes a su historia de vida. Informe técnico Fundación SQUALUS, 58p.
- Montoya, J.M. & R.V. Solé. 2002. Small world patterns in food webs. *Journal of Theoretical Biology*, 214: 405-412.
- Moore, J. C., K. McCann, H. Setälä & P. C. de Ruiter. 2003. Topdown is Bottom-up: Does predation in the biosphere regulate aboveground dynamics? *Ecology*, 84: 846-857.
- Moore, J. C., E. L. Berlow, D. C. Coleman, *et al.* 2004. Detritus, trophic dynamics and biodiversity. *Ecology Letters*, 7: 584-600.
- Navia, A.F. 2009. Hábitos alimentarios, relaciones tróficas y función ecológica de *Urotrygon rogersi* (Elasmobranchii: Batoidea) de la zona central del océano Pacífico colombiano. Tesis de Maestría en Ciencias, Universidad del Valle. Cali, Colombia, 115p.
- Navia, A.F. 2013. Función ecológica de tiburones y rayas en un ecosistema costero tropical del Pacífico colombiano. Tesis de Doctorado en Ciencias Marinas, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, La Paz, B. C. S., 144p.
- Navia, A.F., E. Cortés & P. A. Mejía-Falla. 2010. Topological analysis of the ecological importance of fishes: a food web study on the Gulf of Tortugas, Colombia. *Ecological Modelling*, 221: 2918-2926.
- Navia, A.F., E. Cortés, F. Jordán, V. H. Cruz-Escalona & P. A. Mejía-Falla. 2012. Changes to Marine Trophic Networks Caused by Fishing. Pp. 417-452. In: Ali, M. (Ed.). *Ecosystem book 1. Diversity of Ecosystems*.

- Navia, A. F., V. H. Cruz-Escalona, A. Giraldo & A. Barausse. 2016. The structure of a marine tropical food web, and its implications for ecosystem-based fisheries management. *Ecological Modelling*, 328: 23-33.
- Newman, M.E.J. 2003. The structure and function of complex networks. *SIAM Review*. 45: 167-256.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100: 65-75.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist*, 103: 91-93.
- Perdomo-Núñez, J.M. 2005. Rayas de agua dulce del genero *Potamotrygon* utilizadas como ornamentales en Colombia. ACOC PECES. Bogotá D. C. Inf.Técnico, 15p.
- Perkins, D.M., J. Reiss, G. Yvon-Durocher & G. Woodward. 2010. Global change and food webs in running waters. *Hydrobiologia*, 657: 181-198.
- Peterson, C.H., F. J. Frodie, H. C. Summerson & P. Powers. 2001. Site-specific and density-dependent extinction of prey by schooling rays: generation of a population sink in top-quality habitat for bay scallops. *Oecologia*, 129: 349-356.
- Polis, G. A., W. B. Anderson & R. D. Holt. 1997. Towards an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28: 289-316.
- Power, M.E., D. Tilman, J. A. Estes, B. A. Menge, W. J. Bond, L. S. Mills, G. Daily, J. C. Castilla, J. Lubchenco & R. T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, 46: 609-620.
- Quadros, J. & E. Monteiro-Filho. 2000. Fruit occurrence in the diet of the Neotropical otter *Lontra longicaudis*, in Southern Brazilian Atlantic Forest and its implication for seed dispersion. *Mastozoología Neotropical*, 7: 33-36.
- Quince, C., P. G. Higgs & A. J. McKane. 2005. Deleting species from model food webs. *Oikos*, 110: 283-296.
- Ramos-Socha, H. B. & M. Grijalba-Bendeck. 2011. Bioecología de la raya de agua dulce *Potamotrygon magdalenae* (Duméril, 1865) (Myliobatiformes) en la ciénaga de Sabayo, Guaimaral, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 14: 109-118.
- Rosa, R.S. 1985. A Systematic revision of the South American freshwater stingrays (Chondrichthyes: Potamotrygonidae). Doctoral Dissertation, Williamsburg, College of William and Mary, 523p.
- Rueda-Almonacid, J. V., J. L. Carr, R. A. Mittermeier, J. V. Rodríguez-Mahecha, R. B. Mast. *et al.* 2007. Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico. Pp. 167-288. Serie de guías tropicales de campo N° 6. Conservación Internacional. Bogotá. Editorial Panamericana.
- Strong, W.R., F. F. Snelson & S. H. Gruber. 1990. Hammerhead shark predation on stingrays: an observation of prey handling by *Sphyrna mokarran*. *Copeia*, 3: 836-840.
- Wantzen, K. M., F. de Arruda Machado, M. Voss, H. Boriss & W. J. Junk. 2002. Seasonal isotopic shifts in fish of the Pantanal wetland, Brazil. *Aquatic Science*, 64: 239-251.
- Winemiller, K. O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. Pp. 285-310. In: Welcomme, R. L. & T. Petr. (Eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume 2. Food and Agriculture Organization of the United*

Nations & Mekong River Commission.FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok.

REFERÊNCIAS GERAIS

- Allan, J.D., & A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43: 32-43.
- Allan, J. D., R. Abell, Z.E. B, C. Hogan, Revenga, B.W. Taylor, R.L. Welcomme, & K. O. Winemiller. 2005. Overfishing of inland waters. *BioScience*, 55: 1041-1051.
- Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabre. 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. Pp. 105-136. In: Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (Eds.). *Limnology in Brazil*. São Paulo, Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, 376p.
- Araujo M.L.G, P. Charvet-Almeida, M. P. Almeida, & H. Pereira. 2004. Freshwater stingrays (Potamotrygonidae): status, conservation and management challenges. *Cites Org Doc*, 8:1-6.
- Arias, P. 1993. Artes y métodos de pesca en aguas continentales de Colombia. Subgerencia de operaciones. Primera edición. Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura INPA. Bogotá, 39p.
- Arreguín-Sánchez, F. 2011. Ecosystem dynamics under “top-down” and “bottom-up” control situations generated by intensive harvesting rates. *Hidrobiológica*, 21: 323-332.
- Bain, M. B. 1993. Assessing impacts of introduced aquatic species: Grass carp in large systems. *Environmental Management*, 17: 211-224.
- Baum, J. K. & B. Worm. 2009. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *Journal of Animal Ecology*, 78: 699-714.
- Bornatowski, H., A. F. Navia, R. R. Braga, V. Abilhoa & M. F. M. Corrêa. 2014. Ecological importance of sharks and rays in a structural foodweb analysis in southern Brazil. *ICES Journal of Marine Science*, 7: 1586-1592.
- Caldas, J.P., E. P. V. Castro, M. Rueda, C. A. Lasso, L. O. Duarte, M. Grijalba-Bendeck, F. Gómez, A. F. Navia, P. A. Mejia-Falla, S. Bessudo, M. C. Diazgranados & L. Alonso. 2010. PAN – tiburones Colombia. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. ICA subgerencia de pesca y acuicultura. Colombia, 60p.
- Carpenter, S. R., J. J. Cole, J. R. Hodgson, J. F. Kitchell, M. L. Pace, D. Bade, K. L. Cottingham, T. E. Essington, J. N. Houder & D. E. Schindler. 2001. Trophic cascades, nutrients and lake productivity: Whole-lake experiments. *Ecological Monographs*, 71: 163-86.
- Claudi, R. & J. H. Leach (Eds.). 1999. *Nonindigenous Freshwater Organisms*. Boca Raton, FL: Lewis, 464p.
- Cortés, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to elasmobranch fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54: 726-738.
- Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Ministerio de Agricultura, Instituto de Desarrollo de los Recursos Naturales Renovables (INDERENA). Talleres Litografía Arco. Bogotá D.C., Colombia. 391 pp.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 81: 163-82.

- Dunne, J. A., R. J. Williams & N. D. Martinez. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters*, 5: 558-567.
- Dunne, J.A. & R. J. Williams. 2009. Cascading extinctions and community collapse in model food webs. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B.*, 364: 1711-1723.
- Ebert, D.A. & J. Bizarro. 2007. Standardized diet compositions and trophic level of skates (Chondrichthyes: Rajiformes: Rajoidei). *Environmental Biology of Fishes*, 80: 221-237.
- Eby, L.A., W.J. Roach, L.B. Crowder, J.A. Stanford. 2006. Effects of stocking-up freshwater food webs. *Tree*, 21: 576-584.
- Esteves, K. E. & J. M. R. Aranha. 1999. Ecologia trófica de peixes de riacho. Pp. 157-182. In: E. P. Caramaschi, R. Mazzoni, P. R. Peres-Neto (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos*. Rio de Janeiro, Computer & Publish Editoraç o (Série Oecologia Brasiliensis), 260p.
- FAO. 1999. Guidelines for the routine collection of capture fishery data. FAO Fisheries, Technical Paper 382, Rome, Italy.
- FAO. 2010. Food and agriculture organization of the United Nations statistical databases. Available from: <http://faostat.fao.org/> (Date of access – 20 August 2016).
- Ferretti, F., B. Worm, G. L. Britten, M. R. Heithaus & H. K. Lotze. 2010. Patterns and ecosystem consequences of shark declines in the ocean. *Ecology Letters*, 13: 1055-1071.
- Flecker, A. S. 1996. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology*, 77: 1845-1854.
- Flecker, A.S., B. W. Taylor, E. S. Bernhardt, J. M. Hood, W. K. Cornwell, S. R. Cassatt, M. J. Vanni & N. S. Altman. 2002. Interactions between herbivorous fishes and limiting nutrients in a tropical stream ecosystem. *Ecology*, 83: 1831-1844.
- Hahn, N. S., R. Fugi & I. F. Andrian. 2004. Trophic ecology of the fish assemblages. Pp. 247-269. In: Thomaz, S. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn. (Eds.). *The Upper Paraná River and its Floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers, 393p.
- Heithaus, M.R., A. Frid, A. J. Wirsing & B. Worm. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution*, 23: 202-210.
- Heithaus, M.R., J. J. Vaudo, S. Kreicker, C. A. Layman, M. Kr tzen, D. A. Burkholder, K. Gastrich, *et al.* 2013. Apparent resource partitioning and trophic structure of large-bodied marine predators in a relatively pristine seagrass ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 481: 225-237.
- Hilborn, R., T. A. Branch, B. Ernst, A. Magnusson, C. V. Minte-Vera, M. D. Scheuerell, J. L. Valero. 2003. State of the world's fisheries. *Annual Review of Environment and Resources*, 28: 359-399.
- Jackson, A.L., R. Inger, A. C. Parnell & S. Bearhop. 2011. Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER—Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595-602.
- Jennings, S. & J. M. Lock. 1996. Population and ecosystem effects of fishing. Pp. 193-218. In: Polunin, N. V. C. & C.M. Roberts (Eds.). *Reef Fisheries*. Chapman and Hall, London.

- Kura, Y., C. Revenga, E. Hoshino & G. Mock. 2004. Fishing for Answers: Making Sense of the Global Fish Crisis. Washington (DC): World Resources Institute.
- Lasso, C.A., H. B. Ramos-Socha, T. S. Rivas-Lara & C. E. Rincón-López. 2011. *Potamotrygon magdalenae* (Myliobatiformes, Potamotrygonidae). Pp. 136-137. In: Lasso, C. *et al.* (Eds.). Capítulo 7. Catálogo de los Recursos Pesqueros Continentales de Colombia. IAvH. Bogotá, D. C., Colombia.
- Lasso, C. A., R. S. Rosa, P. Sánchez-Duarte, M. A. Morales-Betancourt y E. Agudelo-Córdoba (Eds.). 2013. IX. Rayas de agua dulce (Potamotrygonidae) de Suramérica. Parte I. Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Brasil, Guyana, Surinam y Guayana Francesa: diversidad, bioecología, uso y conservación. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia. 368 p.
- Lasso, C. A., L. Mesa-Salazar, P. Sanchez-Duarte, S. Usma & F. Villa-Navarro. 2016. *Potamotrygon magdalenae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T161385A61472512. Available from: <http://www.iucnredlist.org/details/full/161385/0>. (Date of access – 06 April 2017).
- Lowe-McConnell, R. H. 1999. Estudios de comunidades de peixes tropicais. Translation: Vazzoller, A. E. A. M., A. A. Agostinho & T. T. M. Cunningham. São Paulo, EDUSP. Original title in English: Ecological studies in tropical fish communities. 536p.
- Lucifora, L.O., V. B. Garcia, R. C. Menni, A. G. Escalante & N. M. Hozbor. 2009. Effects of body size, age and maturity stage on diet in a large shark: ecological and applied implications. *Ecological Research*, 24: 109-118.
- Mejía-Falla, P.A., V. Ramirez-Luna, J.S. Usma, L.A. Muñoz-Osorio, J.A. Maldonado-Ocampo, I. A. Sanabria & J. C. Alonso. 2009. Estado del conocimiento de las rayas dulceacuícolas de Colombia. Pp. 197-245. In: Puentes V., A.F. Navia, P.A. Mejía-Falla, J.P. Caldas, M.C. Diazgranados & L. A. Zapata-Padilla (Eds.). Avances en el conocimiento de tiburones, rayas y quimeras de Colombia. Fundación SQUALUS, Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial, Instituto Colombiano Agropecuario, CONCIENCIAS, Conservación Internacional, WWF Colombia, Bogotá.
- Mojica, J.I., J. S. Usma, R. Álvarez-León & C. A. Lasso. 2012. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Moyle, P. B. & Light, T. 1996. Fish invasions in California: do abiotic factors determine success? *Ecology*, 76, in press.
- Myers, R.A., J. K. Baum, T. D. Shepherd, S. P. Powers & C. H. Peterson. 2007. Cascading effects of the loss of apex predatory sharks from a coastal ocean. *Science*, 315: 1846-1850.
- Navia, A.F., E. Cortés & P. A. Mejía-Falla. 2010. Topological analysis of the ecological importance of fishes: a food web study on the Gulf of Tortugas, Colombia. *Ecological Modelling*, 221: 2918-2926.
- Navia, A.F., E. Cortés, F. Jordán, V. H. Cruz-Escalona & P. A. Mejía-Falla. 2012. Changes to Marine Trophic Networks Caused by Fishing. In: *Diversity of Ecosystems* (Ali, M. ed). In Tech: 417-452.

- Navia, A. F., V. H. Cruz-Escalona, A. Giraldo & A. Barausse. 2016. The structure of a marine tropical food web, and its implications for ecosystem-based fisheries management. *Ecological Modelling*, 328: 23-33.
- Orians, G.H. 1995. Thought for the morrow. *Environment*. 37: 6-13.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist*, 103: 91-93.
- Perdomo-Nuñez, J. M. 2005. Rayas de aguadulce del género *Potamotrygon* utilizadas como ornamentales en Colombia. ACOLPECES. Bogotá D. C. Informe técnico 15pp.
- Ramos-Socha, H.B. & M. Grijalba-Bendeck. 2011. Bioecología de la raya de agua dulce *Potamotrygon magdalenae* (Duméril, 1865) (myliobatiformes) en la ciénaga de Sabayo, Guaimaral, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 14: 109-118.
- Roberts, C. M. 1995 Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conservation Biology*, 9: 988-995.
- Sánchez-Hernández, J. 2016. Do age-related changes in feeding habits of brown trout alter structural properties of food webs? *Aquatic Ecology*, 50: 685-695.
- Schindler, D.E., T.E. Essington, J.F. Kitchell, C. Boggs & R. Hilborn. 2002. Sharks and tunas: fisheries impacts on predators with constraining life histories. *Ecological Applications*, 12: 735-748.
- Shieh, S.H., J. V. Ward & B. C. Kondratieff. 2002. Energy flow through macroinvertebrates in a polluted plains stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 21: 660-675.
- Teshima, K. & K. Takeshita. 1992. Reproduction of the freshwater stingray *Potamotrygon magdalenae* taken from the Magdalena river system in Colombia, South America. *Bulletin of the Seikai National Fisheries Research Institute*, 70: 11-27.
- Vanni, M.J. 1996. Nutrient transport and recycling by consumers in lake food webs: Implications for plankton. Pp. 81-95. In: Polis G. A. & K.O. Winemiller (Eds.). *Food Webs: Integration of Patterns and Dynamics*. New York, Chapman and Hall.
- Welcomme, R.L. 2001. *Inland Fisheries: Ecology and Management*. Oxford, UK: Fishing News Books, Blackwell Science.
- Welcomme, R.L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposium*, 194: 3-14.
- Wetherbee, B.M. & E. Cortés. 2004. Food consumption and feeding habits. Pp. 223-244. In: Carrier J. C., J. A. Musick & M. R. Heithaus (Eds.). *Biology of sharks and their relatives*. CRC Press, Boca Ratón, Estados Unidos.
- Winemiller, K.O. 2004. Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management. Pp. 285-310. In: Welcomme, R.L. & T. Petr. (Eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume 2. Food and Agriculture Organization of the United Nations & Mekong River Commission*. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok.
- Winemiller, K. O. & D. B. Jepsen. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology*, 53: 267-296.
- Yamamoto, K. C. 2004. Alimentação de *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. *Acta Amazônica*, 34: 653-659.

VI. ANEXOS

Anexo 1. Classificação, número de amostras, faixa de tamanhos, e guildas tróficas das espécies de peixes analisadas.

Classe	Ordem	Família	Espécie	N	Período de captura	Faixa de tamanho (cm)	Guilda trófica
Chondrichthyes	Myliobatiformes	Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon magdalenae</i>	24	Águas altas-Seca	LD: 10.5-22.5	Insetívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Pseudopimelodidae	<i>Pseudopimelodus</i> sp.	6	Águas baixas	Cp: 11.5-23.0	Carnívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i>	8	Águas altas	Cp: 52.0-97.0	Piscívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus grosskopfii</i>	6	Águas baixas	Cp: 17.5-26.0	Carnívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Pimelodus blochii</i>	6	Águas baixas	Cp: 13.5-15.5	Onívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Megalonema xanthum</i>	6	Águas altas	Cp: 11.4-13.5	Carnívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Sorubim cuspicaudus</i>	6	Águas altas	Cp: 38.0-51.0	Onívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Loricariidae	<i>Spatuloricaria gymnogaster</i>	6	Águas baixas	Cp: 8.9-27.6	Invertívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Auchenipteridae	<i>Trachelyopterus insignis</i>	6	Águas baixas	Cp: 15.3-19.0	Carnívoro
Actinopterygii	Siluriformes	Doradidae	<i>Centrochir crocodili</i>	6	Águas altas-Águas baixas	Cp: 12.3-15.5	Carnívoro
Actinopterygii	Characiformes	Anostomidae	<i>Leporinus muyscorum</i>	6	Águas baixas	Cp: 23.0-35.0	Onívoro
Actinopterygii	Characiformes	Characidae	<i>Astyanax magdalenae</i>	6	Águas baixas	Cp: 9.4-10.7	Carnívoro-insetívoro
Actinopterygii	Characiformes	Characidae	<i>Cynopotamus magdalenae</i>	6	Águas altas	Cp: 18.5-34.0	Piscívoro
Actinopterygii	Characiformes	Curimatidae	<i>Curimata mivartii</i>	6	Águas baixas	Cp: 15.5-19.3	Detritívoro
Actinopterygii	Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus magdalenae</i>	6	Águas altas	Cp: 20.5-32.0	Detritívoro
Actinopterygii	Characiformes	Triportheidae	<i>Triportheus magdalenae</i>	6	Águas baixas	Cp: 15.4-17.5	Carnívoro-zooplantófago
Actinopterygii	Gymnotiformes	Sternopygidae	<i>Sternopygus aequilabiatus</i>	5	Águas altas-Águas baixas	Cp: 33.7-51.0	Onívoro

Anexo 2. Lista das referências utilizadas para construir o modelo topológico da área de estudo. Encontra-se no formato da revista Neotropical Ichthyology, na qual será publicado.

- Álvarez-León, R. Importancia de los peces en la nutrición de la nutria gigante de río (*Pteronura brasiliensis*) (Carnivora: Mustelidae) en Colombia. Revista Luna Azul, 28: 8-14.
- Amaral, Y. T., M. C. Souza, R. Novelli, H. J. T. Silva, M. G. Almeida & C. M. M. Souza. 2009. Biologia da traíra (*Hoplias malabaricus*) na lagoa do campelo, RJ. Anais do IX congresso de ecologia do Brasil, São Lourenço-MG.
- Arenas-Granado, P. & A. Acero-P. 1992. Organización trófica de las mojarras (Pisces: Gerreidae) de la ciénaga grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. Revista de Biología Tropical, 403: 287-302.
- Arenas Serna D. M. 2012. Dieta y sobreposición alimentaria en el ensamble de algunas de las especies de characiformes en las ciénagas de la cuenca del río Magdalena. Trabajo presentado como Requisito para optar al título de Biólogo, Universidad De Antioquia, Colombia, 72p.
- Atencio, L., L. Gutierrez & S. Gaviria. 2005. Copépodos planctónicos del complejo cenagoso de Malambo (Atlántico, Colombia) y su relación con algunos factores físicos y químicos del agua. Revista Dugandia, 1.
- Atencio, V, E. Kerguelen, E. Rosado, A. Vallejo & M. Valderrama. 2005. Régimen alimentario de siete especies ícticas en el embalse de la Hidroeléctrica Urra (Córdoba, Colombia). Revista MVZ Córdoba, 10: 614-622.
- Banquett-Cano, C., G. Juris-Torregrosa, C. W. Olaya-Nieto, F. F. Segura-Guevara, S. B. Brú-Cordero & G. Tordecilla-Petro. 2005. Hábitos alimenticios del Moncholo *Hoplias malabaricus* Bloch (Pisces: Erythrinidae) en la Ciénaga Grande de Lorica, Sistema río Sinú, Colombia. Dahlia, 8: 79-88.
- Barahona, S., P. Bonilla, A. Martínez, H. Naranjo & M. A. Rodríguez. 1996. Estado, distribución, sistemática y conservación de los Crocodylia colombianos. Censo 1994-1996. Pp. 32-51. Ministerio del Medio Ambiente, Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, CITES. Santa Fe de Bogotá.
- Barbieri, G., Verani, J. R., & Barbieri, M. C. 1982. Dinâmica quantitativa da nutrição de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1974), na Represa do Lobo (Brotas-Itirapina/SP).(Pisces, Erythrinidae). Revista Brasileira de Biologia, 42: 295-302.
- Barbosa, C. & F. L. Frédou. 2011. Dieta da pescada curuca *Plagioscion magdalenae* (Steindachner, 1878) (Perciformes: Sciaenidae) da baía de Marajó (Estuário amazônico). Boletim do Laboratório de Hidrobiologia, 24.
- Barrera, L. 2004. Estado actual de un relicto poblacional del Caimán aguja (*Crocodylus acutus* Cuvier, 1807) en una zona del Magdalena Medio. Pro Aves Colombia, Fundación Omacha. Bogotá, 8p.
- Bermúdez-Cortes, A. F. 2008. Reproducción y hábitos alimenticios de una población de *Cyphocharax magdalenae* (Steindachner, 1878) (Pisces: Curimatidae), en la laguna de Cachimbero, Magdalena Medio, Río Magdalena, Colombia. Tesis de Pregrado, Universidad De Antioquia, Colombia, 64p.

- Botero-Botero, A. & H. Ramírez-Castro. 2011. Trophic ecology of *Brycon henni* (Pisces: Characidae) in the Portugal de Piedras river, upper Cauca basin, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 16: 2349-2355.
- Braga, A. L. C., P. dos Santos, R. F. Carvalho & R. L. Ferreira. 2009. Dieta e crescimento de *Synbranchus marmoratus* (Bloch, 1975) (Pisces, Synbranchiformes) durante período de pré-estivação em uma lagoa marginal da bacia do São Francisco, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Zoociências*, 10: 133-138.
- Caballero, A. M. R. & G. A. P. Agudelo. 2012. Hábitos alimenticios, morfometría y estados gonadales de cinco especies de peces en diferentes períodos climáticos en el río Sogamoso (Santander). *Acta Biológica Colombiana*, 17: 241-258.
- Cala, P., C. Pérez & I. Rodríguez. 1996. Aspectos Bioecológicos de la población de capaz, *Pimelodus grosskopfii* (Pisces: Pimelodae) en el embalse de Betania y parte alta del río Magdalena, Colombia. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas*, 20: 319-330.
- Cala, P. 2005. Diet of *Astyanax fasciatus* and *Cyphocharax magdalenae* (Pisces: Characiformes), in the Betania reservoir, upper part of the rio Magdalena system, Colombia. *Dahlia*, 8: 3-7.
- Campos, M. R. 2014. Crustáceos decápodos de agua dulce de Colombia. Universidad Nacional de Colombia, Instituto de Ciencias Naturales, Bogotá, 691p.
- Campos, M. R. & C. A. Lasso. 2015. Libro rojo de los cangrejos dulceacuícolas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, D. C., Colombia, 168 p.
- Casas, J. Y. A., Y. Lozano-Largacha & T. R. Lara. 2007. Contribución a la ecología trófica del Denton *Leporinus muyscorum* (Steindachner 1902) en la Ciénaga la Grande, cuenca media del río Atrato, Colombia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Choco*, 26: 4-8.
- Castellanos-Morales, C. A., & F. Galvis. 2012. Species from the *Trichomycterus* (Siluriformes: Trichomycteridae) genus in Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 16: 194-206.
- Christopher, C. P. & K. O. Winemiller. 1997. Ontogenic diet shifts and scale-eating in *Roeoides dayi*, a Neotropical characid. *Environmental Biology of Fishes*, 49: 111-118.
- Damien, R., E. C. Bontemps, E. Ortiz, J. M. Wunderle, Jr. & R. L. Joglar. 2016. Diet of the non-native spectacled caiman (*Caiman crocodilus*) in Puerto Rico. *Management of Biological Invasions*, 7: 287-296.
- De La Ossa J. V., A. de La Ossa-Lacayo, A. Fajardo-Patiño, C. A. Lasso, R. Antelo & M. A. Morales-Betancourt. 2013. *Caiman crocodilus*. Pp. 155-169. In: Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, J. De La Ossa V. & A. Fajardo-Patiño (Eds.). VIII. Biología y conservación de los Crocodylia de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia.
- Delariva, R. L. & A. A. Agostinho. 2001. Relationship between morphology and diets of six Neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, 58: 832-847.
- Espitia, L. F., Y. Causil, D. Arcila, J. Barbosa, Y. Mona, D. Caicedo & F. Trujillo. 2006. Hábitos alimenticios de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) e interacción con la actividad pesquera en el bajo Sinú, Córdoba, Colombia. In:

- Andrade, M. J. Gonzalo, C. Aguirre & J. V. Rodríguez-Mahecha (Eds.). Segundo congreso colombiano de zoología. Libro de resúmenes, 572p.
- Figueredo, C. C. & A. Giani. 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*, 50: 1391-1403.
- Figueiredo, B. R. S., G. J. M. Araujo, M. J. D. Silva & E. S. F. Medeiros. 2015. Implications of low food availability on resource partitioning among three species of Cichlidae (Pisces: Perciformes) in a Brazilian semi-arid reservoir. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 27: 93-104.
- Forero-Medina, G., O. Castaño-Mora & M. Rodríguez-Melo. 2006. Ecología de *Caiman crocodilus fuscus* en San Andrés isla, Colombia: un estudio preliminar. *Caldasia*, 28: 115-124.
- Galvis, G., Mojica, J. I. & M. Camargo. 1997. Peces del Catatumbo. Asociación Cravo Norte, 72p.
- Gamez-Barrera, D., E. Moron-Granados & J. Fuentes-Reines. 2014. Descripción del hábito alimentario de doce especies de peces asociados a la ciénaga grande de Santa Marta, Colombia. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 43: 23-42.
- García, V. J. A., E. Kerguelén, E. C. Dorado, R. R. Cárcamo, A. Vallejo & M. Valderrama. 2005. Régimen alimentario de siete especies ícticas en el embalse de la hidroeléctrica Urrá (Córdoba, Colombia). *Revista MVZ Córdoba*, 10: 614-622.
- García, R., A. Botero-Botero & C. García-Alzate. 2009. Composición, estacionalidad y hábitat de los peces de la quebrada Cristales, afluente del río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. *Revista de Investigaciones Universidad del Quindío*, 19: 115-121.
- Giora, J., C. B. Fialho & A. P. S. Dufech. 2005. Feeding habit of *Eigenmannia trilineata* Lopez & Castello, 1966 (Teleostei: Sternopygidae) of Parque Estadual de Itapuã, RS, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 3: 291-298.
- Gomes, L. D. C., J. I. Golombieski, A. R. C. Gomes & B. Baldisserotto. 2000. Biology of *Rhamdia quelen* (Teleostei, Pimelodidae). *Ciência Rural*, 30: 179-185.
- González, N. & C. Vispo. 2003. Ecología trófica de algunos peces importantes en lagunas de inundación del bajo río Caura, Estado Bolívar, Venezuela. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 147-183.
- Guzmán-Soto, C. J. & C. E. Tamarís-Turizo. 2014. Hábitos alimentarios de individuos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en la parte media de un río tropical de montaña. *Revista de Biología Tropical*, 62: 169-178.
- Hawkins, C. P. 1985. Food habits of species of ephemereid mayflies (Ephemeroptera: Insecta) in streams of Oregon. *American Midland Naturalist*, 343-352.
- Henriques-Oliveira, A. L., Nessimian, J. L., & L. F. M. Dorvillé. 2003. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 63: 269-281.
- Hernández-Serna, A., C. Granado-Lorencio & L. F. Jiménez-Segura. 2015. Diel cycle size-dependent trophic structure of Neotropical fishes: a three year case analysis from 35 floodplain lakes in Colombia. *Journal of Applied Ichthyology*, 31: 638-645.
- Jaramillo, J. C. & N. Aguirre. 2012. Cambios espacio-temporales del plancton en la ciénaga de Ayapel (Córdoba-Colombia), durante la época de menor nivel del agua. *Caldasia*, 34: 213-226.
- Jiménez-Segura, L. F., J. Palacio & R. López. 2009. Características biológicas del blanquillo *Sorubim cuspicaudus* (Littmann, Burr y Nass, 2000) y bagre rayado

- Pseudoplatystoma magdaleniatum* (Buitrago-Suarez y Burr, 2007) (Siluriformes: Pimelodidae) relacionadas con su reproducción en la cuenca media del Río Magdalena, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 31: 53-66.
- Jiménez-Segura, L. F., A. Gulfo, J. Carvajal, A. Hernandez, S. Alvarez, F. Alvarez, C. Granado, J. Palacio, J. Echeverry & A. Martínez. 2011. Uso tradicional de los recursos naturales pesqueros y conservación de la biodiversidad en regiones tropicales subdesarrolladas: hacia un modelo de Ecología de la Recolección. Informe final. Universidad de Antioquia, Universidad de Sevilla, Agencia Española de Cooperación Internacional, Cormagdalena, 170p.
- Lasso, C. A., E. Agudelo Córdoba, L. F. Jiménez-Segura, H. Ramírez-Gil, M. Morales-Betancourt, R. E. Ajiaco-Martínez, F. de Paula Gutiérrez, J. S. Usma Oviedo, S. E. Muñoz Torres & A. I. Sanabria Ochoa (Eds.). 2011. I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia, 715p.
- Lawton, J. H. 1970. Feeding and food energy assimilation in larvae of the damselfly *Pyrrhosoma nymphula* (Sulz.) (Odonata: Zygoptera). *The Journal of Animal Ecology*, 39: 669-689.
- López-Casas, S. & L. F. Jiménez-Segura. 2007. Reproduction and feeding of *Pimelodus blochii* (Valenciennes, 1840) (Pisces: pimelodidae), in Cachimbero floodplain lake, Magdalena river basin, Colombia. *Revista Actualidades Biológicas*, 29: 193-201.
- López-Delgado, E. O. 2013. Composición y estructura de la comunidad de peces y sus relaciones con la calidad de la vegetación riparia y algunas variables ambientales en dos ríos de bosque seco tropical (Bs-T), Tolima (Colombia). Trabajo de Grado, programa de Maestría en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad del Tolima. Ibagué, 154p.
- Luca, A. S. D. 2010. Aspectos da reprodução e da alimentação de *Pseudoplatystoma punctifer* (Castelnau, 1855) (Siluriformes, Pimelodidae) na bacia do rio Teles Pires, Alta Floresta-MT. São Carlos. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 108p. (
- Maldonado-Ocampo, J. A., & J. S. Albert. 2004. *Gymnotus ardilai*: a new species of Neotropical electric fish (Ostariophysi: Gymnotidae) from the Rio Magdalena Basin of Colombia. *Zootaxa*, 759: 1-10.
- Maldonado-Ocampo, J. A., A. Ortega-Lara, O. J. S. Usma., V. G. Galvis, F. A. Villa-Navarro, G. L. Vásquez, S. Prada-Pedrerros. & R. Ardila. C. 2005. Peces de los Andes de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia, 346 p.
- Maldonado-Ocampo, J. A., R. Vari & J. Usma. 2008. Checklist fresh water fish of Colombia. *Biota Colombiana*, 9: 143-237.
- Mayor-Victoria, R. & A. Botero-Botero. 2010. Dieta de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnívora, Mustelidae) en el río Roble, Alto Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15: 237-244.
- Mojica, J. I. 1999. Lista preliminar de las especies de peces dulceacuícolas de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Suplemento Especial*, 23: 547-566.

- Mojica, J. I., C. Castellanos, J. Usma, R. Álvarez & C. A. Lasso. 2002. Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia, 319p.
- Mojica, J. I., G. Galvis, P. Sánchez-Duarte, C. Castellanos & F. Villa-Navarro. 2006. Peces del valle medio del río Magdalena, Colombia. *Biota colombiana*, 7: 23-37.
- Montenegro, L. A., N. B. da Silva, W. S. do Nascimento & S. Chellappa. 2012. Anatomy and histology of the digestive tract and feeding habits of the marbled swamp eel, *Synbranchus marmoratus*. *Animal Biology Journal*, 3: 127-143.
- Montoya-López, A. F., J. G. Ospina-Pabón & H. D. Agudelo-Zamora. 2013. The fishes of Antioquia (Colombia). *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, 17: 95-109.
- Morales-Betancourt M. A., M. C. Ardila-Robayo, W. Martínez-Barreto, R. Antelo, J. Clavijo, R. Suarez-Daza, R. Moreno, C. Moreno-Torres, M. Lugo, A. Castro & C. A. Lasso. 2013. *Crocodylus acutus*. Pp. 93-108. In: Morales-Betancourt, M. A., C. A. Lasso, J. De La Ossa V. & A. Fajardo-Patiño (Eds.). VIII. Biología y conservación de los Crocodylia de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia.
- Moreno-Arias, R. & S. Quintero-Corzo. 2015. Reptiles from the dry valley of the Magdalena River (Huila, Colombia). *Caldasia*, 37: 183-195.
- Mugica, S. A., D. C. Wege, V. Anadón-Irizarry & M. Balman. 2009. Important bird areas Americas: priority sites for biodiversity conservation (BirdLife Conservation Series No. 16). C. Devenish, C., D. F. Díaz Fernández, R. P. Clay, I. Davidson & I. Yépez Zabala (Eds.). BirdLife International.
- Naranjo, L. G. & G. A. Bravo. 2006. Los anfibios de Colombia, diversidad y estado del conocimiento. Tomo II. Pp. 214-224. In: Chaves, M. E. & M. Santamaría (Eds.). Informe sobre el avance en el conocimiento y la información de la biodiversidad 1998 - 2004. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- Nelson, J. A., D. A. Wubah, E. A. Johnson & D. J. Stewart. 1999. Wood-eating catfishes of the genus *Panaque*: gut microflora and cellulolytic enzyme activities. *Journal of Fish Biology*, 54: 1069-1082.
- Nieto, C. O., P. S. Fernández & J. B. Chica. 2009. Hábitos alimentarios de la Mayupa (*Sternopygus macrurus* Bloch & Schneider, 1801) en el río Sinú, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 14: 1787-1795.
- Novakowski, G. C., R. Fugí & N. S. Hahn. 2004. Diet and dental development of three species of *Roeboides* (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*, 2: 157-162.
- Olaya-Nieto, C. W., S. B. Brú-Cordero, F. Segura-Guevara & G. Tordecilla-Petro. 2004. Estimación de los parámetros biológicos básicos de peces comerciales del Río Sinú—Fase I. Informe final. Lórica: Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Departamento de Acuicultura, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba.
- Olaya-Nieto, C. W., L. Pacheco-Orozco & J. Ochoa-Arteaga. 2012. Ecología trófica del Liso (*Rhamdia quelen* Quoy & Gaimard, 1824) en el río Sinú, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 17: 3217-3223.

- Olaya-Nieto, C. W., L. Camargo-Herrera, V. Díaz-Sajonero & F. F. Segura-Guevara. 2016. Feeding habits of *Cocobolo Andinoacara pulcher* in the cienaga Grande de Lorica, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 21: 5189-5197.
- Ortiz, M. 1992. Hábitos alimenticios de los peces de un río de montaña neotropical. *Biotropica*, 24: 550-559.
- Ortiz, M., Borjas von Bach, P. & R. Candia. 2006. Alimentación del pez insectívoro neotropical *Creagrutus bolivari* (Pisces: Characidae) según los métodos gráfico y de importancia relativa. *Revista de biología tropical*, 54: 1227-1239.
- Ortiz, M., R. Martín & A. López-Ordaz. 2011. Variación espacial y temporal en la composición de la dieta de peces invertívoros en un río neotropical, Venezuela. *Revista de Biología Tropical*, 59: 1217-1231.
- Páez, V. P., M. A. Morales-Betancourt, C. A. Lasso, O. V. Castaño-Mora & B. C. Bock (Eds.). 2012. V. Biología y conservación de las tortugas continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D. C., Colombia, 528p.
- Pereira C., W. Smith & E. Espíndola. 2004. Hábitos alimenticios de nueve especies de peces del embalse de Três Irmãos, São Paulo, Brasil. *Universidade y Ciencia*, 1: 33-38.
- Pérez-Mayorga, M. A. 2011. Relación de la cobertura vegetal riparia y la comunidad íctica, en dos periodos hidrológicos en riachos de la cuenca del Río La Vieja, Eje Cafetero de Colombia. Tesis de maestría, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 114p.
- Pirela, R. & J. Rincón. Dieta del cangrejo dulceacuícola *Bottiella niceforei* (Schmitt and Pretzmann, 1968) (Decapoda: Trichodactylidae) y su relación con el procesamiento de la materia orgánica en una corriente intermitente del noroeste de Venezuela. 2013. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 41:696-706.
- Pouilly, M., F. Lino, J. G. Bretenoux & C. Rosales. 2003. Dietary–morphological relationships in a fish assemblage of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology*, 62: 1137-1158.
- Pritchard, G. 1964. The prey of dragonfly larvae (Odonata; Anisoptera) in ponds in northern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 42: 785-800.
- Quadros, J. & E. Monteiro-Filho. 2000. Fruit occurrence in the diet of the Neotropical otter *Lontra longicaudis*, in Southern Brazilian Atlantic Forest and its implication for seed dispersion. *Mastozoología Neotropical*, 7: 33-36.
- Ramírez-Caballero, A. M. 2011. Distribución espacial y estructura de la comunidad de peces en tres segmentos del río Sogamoso y su relación con los cambios en el caudal ocasionados por las épocas de lluvia y sequía. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia, 114p.
- Ramírez-Urrea, L. M., E. Arbeláez-Cortés, O. H. Marín-Gómez & D. Duque-Montoya. 2014. Patrones de la composición de aves acuáticas en el río la Vieja, valle geográfico del río Cauca, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 19.
- Ramos-Socha, H. B. & M. Grijalba-Bendeck. 2011. Bioecología de la raya de agua dulce *Potamotrygon magdalenae* (Duméril, 1865) (Myliobatiformes) en la ciénaga de Sabayo, Guaimaral, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 14: 109-118.

- Restrepo, C. A. & A. Botero-Botero. 2012. Ecología trófica de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) en el río La Vieja, alto Cauca, Colombia. Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural, 16: 207-214.
- Ríos-Pulgarín, M. I., L. F. Jiménez-Segura, J. A. Palacio & J. J. Ramírez Restrepo. 2008. Comunidad de peces en la Ciénaga de Ayapel, Río Magdalena (Córdoba) Colombia: cambios espacio-temporales en su asociación. Actualidades Biológicas, 30: 29-53.
- Rivera Coley, K. V. 2012. Dieta y sobreposición alimentaria de algunas especies de siluriformes que habitan las ciénagas de la cuenca del río Magdalena. Tesis de Pregrado, Universidad De Antioquia, Colombia, 66p.
- Rodríguez-Barrios, J., R. Ospina-Tórres & R. Turizo-Correa. 2011. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. Revista de Biología Tropical, 59: 1537-1552.
- Román-Valencia, C. & P. Cala. 1997. Las especies colombianas del género *Creagrutus* (Pisces, Characidae). Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 21: 143-153.
- Román-Valencia, C. 2001. Ecología trófica y reproductiva de *Trichomycterus caliense* y *Astroblepus cyclopus* (Pisces: Siluriformes) en el río Quindío, Alto Cauca, Colombia. Revista de biología tropical, 49: 657-666.
- Román-Valencia, C., & A. Perdomo. 2004. Ecología trófica y reproductiva de *Argopleura magdalenensis* (Pisces: Characidae) en la cuenca alta de los ríos Cauca y Magdalena, Colombia. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie, 6: 175-182.
- Román-Valencia, C. & R. Ruiz. 2005. Diet and reproduction aspects of *Astyanax aurocaudatus* (Teleostei: Characidae) from the upper part of the rio Cauca, Colombia. Dahlia, 8: 9-17.
- Román-Valencia, C. & J. Hernández. 2007. Ecología trófica y reproducción de *Imparfinis nemacheir* (siluriformes: heptateridae) de la cuenca del río La Vieja, alto río Cauca, Colombia. Dahlia, 9: 25-32.
- Román-Valencia, C. & H. Samudio. 2007. Dieta y reproducción de *Lasiancistrus caucanus* (Pisces: Loricariidae) en la cuenca del río La Vieja, Alto Cauca, Colombia. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie, 9: 95-101.
- Román-Valencia, C., R. I. Ruiz-C. & A. Giraldo. 2008. Dieta y reproducción de dos especies sintópicas: *Hemibrycon boquiae* y *Bryconamericus caucanus* (Pisces: Characidae) en la quebrada Boquía, Río Quindío, Alto Cauca, Colombia. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie, 10: 55-62.
- Román-Valencia, C. & D. C. Taphorn. 2014. Trophic and reproductive ecology of a Neotropical characid fish *Hemibrycon brevispini* (Teleostei: Characiformes). Caldasia, 36: 289-304.
- Rueda-Almonacid, J. V., J. L. Carr, R. A. Mittermeier, J. V. Rodríguez-Mahecha, R. B. Mast. et al. 2007. Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico. Pp. 167-288. Serie de guías tropicales de campo N° 6. Conservación Internacional. Bogotá. Editorial Panamericana.
- Sánchez, C. & M. Rueda. 1999. Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el Delta del Río Magdalena, Colombia. Revista de Biología Tropical, 47: 1067-1079.

- Sanseverino, A. M. & J. L. Nessimian. 2008. The food of larval Chironomidae (Insecta, Diptera) in submerged litter in a forest stream of the Atlantic Forest (Rio de Janeiro, Brazil) *ActaLimnologica Brasiliensia*, 20: 15-20.
- Silva, F. L., S. S. Ruiz, G. L. Bochini & D. C. Moreira. 2008. Functional feeding habits of Chironomidae larvae (Insecta, Diptera) in a lotic system from Midwestern region of São Paulo State, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3: 135-141.
- Suárez, A. M. & E. Alzate-Basto. 2014. Guía Ilustrada Anfibios y reptiles Cañón del río Porce, Antioquia. EPM E.S.P. Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia - Medellín, Colombia, 138p.
- Tobías-Arias A, C. W, Olaya-Nieto, F. F. Segura-Guevara, G. Tordecilla-Petro, S. B. Brú-Cordero. 2006. Ecología trófica de la Doncella (*Ageneiosus pardalis* Lütken, 1874) en la cuenca del río Sinú, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*, 11: 37-46.
- Valencia, C. R. 1998. Alimentación y reproducción de *Creagrutus brevipinnis* (Pisces: Characidae) en Alto Cauca, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 46: 783-789.
- Valencia, C. R., & A. Botero. 2006. Trophic and reproductive ecology of a species of Hemibrycon (Pisces: Characidae) in Tinajas creek, Quindío River drainage, upper Cauca basin, Colombia. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 8: 1-8.
- Valencia, D. M. & M. R. Campos. 2007. Freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* Bate, 1868 (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) of Colombia. *Zootaxa*, 1456: 1-44.
- Vari, R. P., C. J. Ferraris Jr. & M. C. de Pinna. 2005. The Neotropical whale catfishes (Siluriformes: Cetopsidae: Cetopsinae), a revisionary study. *Neotropical Ichthyology*, 3: 127-238.
- Villadiego, P., E., Ortiz & V. Atencio-García. 2004. Evaluación del régimen alimentario del bagre blanco, *Sorubim cuspicaudus* (Pisces: Siluriformes) en el bajo río Sinú. *Dahlia*, 7: 13-21.
- Villegas, A. & J. J. Schmitter-Soto. 2008. Feeding habits of the American crocodile, *Crocodylus acutus* (Cuvier, 1807) (Reptilia: Crocodylidae) in the southern coast of Quintana Roo, Mexico. *Acta zoológica mexicana*, 24: 117-124.
- Zaganini, R. L. 2009. Caracterização do regime alimentar de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) e *Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897) na represa de Barra Bonita, Médio Rio Tietê, SP. Dissertação, Instituto de Biociencias de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 71p.
- Zamudio, J., A. Urbano-Bonilla, J. A. Maldonado-Ocampo, J. D. Bogotá-Grégory & G. A. Cortés-Millán. 2008. Hábitos alimentarios de diez especies de peces del piedemonte del departamento del Casanare, Colombia. *Dahlia*, 10: 43-56.
- Zúñiga-Upegui, P. T., F. A. Villa-Navarro, L. J. García-Melo, J. E. García-Melo, G. Reinoso-Flórez, D. M. Gualtero-Leal & V. J. Ángel-Rojas. 2014. Aspectos ecológicos de *Chaetostoma* sp. (Siluriformes: Loricariidae) en el alto río Magdalena, Colombia. *Biota Colombiana*, 15: 81-94.