



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE**  
**PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO**  
**PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE/PRODEMA**



**Vinculando a etnoictiologia às evidências biológicas para  
explicar o declínio da riqueza da ictiofauna neotropical**

**ROBERTO ROSA**

2014  
Natal – RN  
Brasil

**Roberto Rosa**

VINCULANDO A ETNOICTIOLOGIA ÀS EVIDÊNCIAS  
BIOLÓGICAS PARA EXPLICAR O DECLÍNIO DA RIQUEZA  
DA ICTIOFAUNA NEOTROPICAL

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

Orientador: **Prof. Dr. Ronaldo Angelini**

2014

Natal – RN

Brasil





## RESUMO

### Vinculando a etnoictiologia às evidências históricas e biológicas para explicar o declínio da riqueza de espécies de peixes

A diversidade de espécies de peixes da América do Sul vem sendo afetada por diversas práticas antrópicas. Alguns estudos têm documentado os efeitos resultantes destas transferências ilegais de espécies exóticas. A perda de riqueza da ictiofauna e consequente desarticulação da pesca têm sido evidenciadas nestes casos. O nordeste brasileiro apresenta lagoas para as quais foram transferidas espécies exóticas amazônicas, como a Lagoa de Extremoz. Estes ambientes servem como modelos de estudo para fins de comparação e investigação dos possíveis impactos decorrentes destas introduções. Testamos a hipótese de que a perda de riqueza da ictiofauna e consequente desarticulação da pesca artesanal exibem relação com a inserção do gênero *Cichla*, comumente documentado como predador de topo em seu ambiente endêmico. Possíveis causas estruturais que interferissem em outros processos, como os de migração, também foram investigadas. Para tanto, o conhecimento ecológico local dos pescadores e um modelo ecotrófico atual foram utilizados. Durante dois ciclos anuais, efetuamos amostragens de fitoplâncton, zooplâncton e peixes. Concomitantemente, efetuamos entrevistas com a comunidade de pescadores. Segundo os resultados obtidos, pode-se inferir que existe um padrão de queda de riqueza das espécies de peixes da lagoa de Extremoz. Porém, *Cichla kelberi* não foi indicado como fator principal para que este declínio viesse a ocorrer. A construção de pontes, localizadas no Rio Doce, foi apontada pelo conhecimento ecológico local como fator primário para que o número de espécies diminuísse neste ambiente. A migração de peixes de água salgada e/ou provenientes do Oceano Atlântico para a Lagoa de Extremoz parece ter sido impedida com os impactos causados por estas obras cívicas, especialmente no que diz respeito à inadequação das manilhas às necessidades da ictiofauna. Segundo o modelo ecotrófico, *Hoplias malabaricus* foi considerada espécie-chave e *Cichla kelberi* predador de topo, tendência similarmente obtida nas análises estomacais e através do conhecimento ecológico local dos pescadores. Simulações de sobre pesca para o tucunaré indicaram inviabilidade em relação ao aumento da captura desta espécie. Em 6 anos, mesmo aumentando a pesca de tucunaré em 200%, outras espécies poderiam aumentar sua biomassa somente em 15 e 30%. A influência negativa da inserção de espécies exóticas sem estudo prévio para determinados ambientes e a falta de investimento em estruturas adequadas às necessidades da ictiofauna parecem atuar simultaneamente, causando o declínio da riqueza de espécies e consequente colapso da pesca artesanal local.

Palavras-chave: conhecimento ecológico local, introdução de espécies exóticas, perda da riqueza de espécies, modelos ecotróficos, Ecopath.

## ABSTRACT

### Converging historical fishermen knowledge and biological evidences to explain fish species loss

The diversity of fish species from South America has been affected by various anthropogenic practices. Some studies have reported the influence that illegal transferring or introduction of exotic species have on the trophic webs of continental lakes. The loss of diversity on fish populations and consequent impacts on fishery are commonly evidenced in these cases. The Brazilian Northeast has ponds for which exotic Amazonian species were transferred as Extremoz Lake. These environments serve as study models for comparison and investigation about the possible impacts of these introductions. We tested the hypothesis that loss of species that this trend can be related with the insertion of the genus *Cichla*, commonly documented as top predator in its endemic environment. Possible structural causes that interfere in other processes such as migration were also investigated. Thus, the local ecological knowledge of fishermen and a current ecotrophic model were used. We took samples of phytoplankton, zooplankton and fishes during two annual cycles. Concurrently, we made interviews with the fishing community. In fact, there are relations between the loss of fish and the insertion of peacock bass in Extremoz Lake. However, *Cichla kelberi* was not indicated as primary factor to explain fish species decline. The construction of bridges located in the Rio Doce was main factor for respondents and what explains loss of species. The migration of saltwater fish and / or from the river to Extremoz Lake is hindered by the unsuitability of the crossing-streams that are under these structures. According to the ecotrophic model *Hoplias malabaricus* was considered key-species and *Cichla kelberi* top predator. This last trend was similarly noticed in the stomach and local ecological knowledge of fishermen analysis. Overfishing simulations to *Cichla kelberi* resulted that only raising its captures in 200%, other native species would increase their biomass values only 15 to 30% (in 6 years). The negative effects of the alien species introduction without prior studies and lack of investments in appropriating these constructions to the needs of the fish fauna structures seem to act simultaneously. Both are causing the decline of fish species richness and consequent local artisanal fishery collapse.

**KEYWORDS:** local ecological knowledge, introduction of exotic species, loss of species richness, ecotrophic models, Ecopath.

## LISTA DE FIGURAS

### ARTIGO 1

FIGURA II: Rio Doce basin and the connection between Extremoz Lake and the Atlantic Ocean. Pontos de amostragem indicados pelas circunferências em vermelho. = Extremoz Lake Sampling sites (S 05° 42'20.5, W 035° 17'05.2"; S 05° 42'53.3", W 035° 16'59.6"; S 05° 43'29.1", W 035° 17'20.6"; S 05° 42'23.9", W 035° 19'39.7"; S 05° 42'23.9", W 035° 19'39.7"; S 05° 42'38.7", W 035° 19'31.3"). = River sampling sites. The bridges are represented by the double line segments.....pág.41

FIGURE II: a) Bridge that separates Rio Doce and Extremoz Lake b) flow connectivity reduction by rocks (were inserted to avoid siltation procedures) c) low water volume that flows on the crossing-streams d) inadequate crossing-streams which hinder migrations.....pág.42

### ARTIGO 2

FIGURA 1: Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Doce.....pág.58

FIGURA 2: Lindeman Spine ilustrando as duas cadeias tróficas lineares componentes do sistema, de acordo com o modelo gerado pelo Ecopath.....pág.59

FIGURA 3: Diagrama de fluxo gerado pelo Ecopath.....pág.60

FIGURA 4: Matriz de impacto trófico misto para o modelo ecotrófico gerado pelo Ecopath. ....pág.61

FIGURA 5: Relação entre o Índice de espécie chave e o impacto total relativo de cada compartimento deste estudo e a conexão da Lagoa de Extremoz com Oceano Atlântico, através do Rio Doce.....pág.62

FIGURA 6: Simulações efetuadas no Ecopath a) Aumentando 100% a pesca de *Hoplias malabaricus* e *Cichla kelberi*. b) Aumentando 100% a pesca sobre *Cichla kelberi*. c) Aumentando 100% a pesca sobre *Hoplias malabaricus*. d) Aumentando 200% a pesca de *Cichla kelberi*.....pág.63



## LISTA DE TABELAS

### ARTIGO 1

- TABLE I: Temporal fish species occurrence. SD<sup>1</sup>= Secondary Data: Vieira and Shibatta (2002); SD<sup>2</sup>= Secondary data: Starks (1913); LEK (P) = Past Fishermen's LEK; LEK (C) = Current Fishermen's LEK about the situation; CS = Current sampling; ● = species captured only in the Lake; ○ =species captured both in the Lake and in the rivers. L max. = maximum length to each species following Froese e Pauly, 2013; N\* = Maximum length was not available on Fishbase.....págs.37 e 38
- TABLE II: Jaccard similarity index between the analyzed data. CS = current sampling; LEK P = fishermen knowledge about species occurrence in the past. LEK C = Fishermen knowledge about species occurrence in the present.....pág.39
- TABLE III: Diet composition of the fish species that were captured during the study. N\*= analyzed stomachs.....pág.40

### ARTIGO 2

- TABELA 1: Valores de entrada e saída (em parênteses) para os parâmetros básicos do Ecopath da Lagoa de Extremoz. ....pág.55
- TABELA 2: Composição básica da dieta dos indivíduos capturados.....pág.56
- TABELA 3: Eficiência de transferência entre os níveis tróficos componentes do modelo gerado pelo Ecopath.....pág.57

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO DA LITERATURA/FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	pág.10
CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	pág.12
METODOLOGIA GERAL.....	pág.12
REFERÊNCIAS.....	pág.15
CAPÍTULO 1 - Afinal, a introdução de espécies exóticas é a principal ameaça para a ictiofauna de ambientes neotropicais de água doce? Evidências históricas e etnoictiológicas no nordeste do Brasil.....	pág.20
CAPÍTULO 2 – Influências da inserção de espécies exóticas nos mecanismos de fluxo de energia de teias tróficas neotropicais.....	pág.43

## Introdução Geral

Distúrbios antrópicos podem ser determinantes na manutenção, aumento ou redução da biodiversidade em diversos ambientes, especialmente nos de água doce, os quais são os mais ameaçados (Levêque et al. 2008). As principais ameaças estão relacionadas ao represamentodos rios (Kang et al. 2013; Gubiani et al. 2010), à poluição (Gonçalves et al. 2013; Annabi et al. 2013; Vahabzadeh et al. 2013), à sobrepesca (Huang et al. 2013; Ferguson et al. 2013), à introdução de species exóticas (Simberloff et al. 2011; Richardson et al. 2011; Pelicice & Agostinho 2009; Vitule et al. 2009) e à construção de rodovias com pontes providas de manilhas inadequadas (Gibson et al. 2005; Kemp et al. 2010; Bourne et al. 2011; Rolls et al. 2011; Karling et al. 2013). A influência das decisões humanas sobre a execução de obras e manejo tem afetado a fauna de peixes em muitos países e vem sendo reportada continuamente (Ogutu-Ohwayo et al., 1993, Gibson et al., 2005, Pelicice e Agostinho 2009, Vitule e Simberloff 2009, Kemp e O'Hanley 2010).

As populações ribeirinhas e/ou comunidades pesqueiras estão diretamente expostas a estas alterações antrópicas, pois dependem da estabilidade da teia alimentar destes ambientes (Chardonnet et al., 2002). As pescas artesanais de subsistência e comercial estão sempre sujeitas a sofrer com os impactos ocasionados sobre a fauna de peixes, cuja depleção pode provocar conflitos no uso de recursos. Espécies têm sido transferidas e/ou introduzidas em ambientes diferentes dos originais em maior intensidade, devido às melhorias nos sistemas de transporte e à acelerada globalização das atividades econômicas (Chellappa et al. 2003; Rahel et al. 2007). Em muitos casos, espécies piscívoras têm sido inseridas em bacias reguladas por barragens, e atualmente, estão integradas à fauna de muitos reservatórios neotropicais (Pelicice e Agostinho, 2009).

Localizada no nordeste do Brasil, a Lagoa de Extremoz apresenta uma comunidade pesqueira atualmente desarticulada.. Segundo pescadores locais entrevistados durante a pré-avaliação desde estudo, este corpo da água sofre com a escassez da riqueza da ictiofauna desde a introdução do tucunaré (*Cichla kelberi*), o que gerou a primeira hipótese durante o desenvolvimento deste estudo. O declínio da riqueza ictiofaunística teria desarticulado a comunidade pesqueira local, desestimulando-a e causando danos à base econômica das famílias envolvidas. Infelizmente e especificamente para a Lagoa de Extremoz dados sobre a fauna ictiológica local são pontuais e sem escala temporal (Starks et al. 1913, Vieira e Shibatta, 2002).

Para termos certeza do declínio do número de espécies em uma determinada região, é preciso ter informações do período pré-invasão para compará-los com o período pós-invasão, mas na ausência destes dados, pode-se tentar recuperar estas informações sobre a fauna de peixes e a pesca através do Conhecimento Ecológico Local (CEL) das comunidades pesqueiras (Silvano e Begossi, 2012). Desde o clássico estudo de Morrill et al. (1967), diversos trabalhos têm documentado o conhecimento detalhado que os pescadores possuem sobre o peixe e seu ambiente (Johannes et al. 2000; Aswani e Hamilton 2004; Silvano et al. 2010; Gerhardinger et al. 2009). Através do CEL é possível gerar medidas de gerenciamento socioambientais (Silvano e Begossi, 2012) e elaborar hipóteses científicas novas e testáveis (Silvano e Jorgensen, 2008), gerando dados para suportar a escassez de dados pretéritos confiáveis sobre determinado ambiente.

Em alguns casos os modelos científicos apresentam baixa correspondência e similaridade com aqueles construídos através do conhecimento ecológico tradicional (Silvano e Jorgensen, 2008). Ainda assim, os subsídios gerados contribuem para o gerenciamento ambiental em processos de sucessão ecológica, na regeneração de áreas degradadas, na ciclagem de nutrientes e no aumento da riqueza de espécies nos ecossistemas manejados. Contribuições para a consistência de sistemas de classificação de animais e plantas (Montenegro, 2002), para o entendimento de estratégias de coleta e captura de espécimes (Souto, 2007), migração, reprodução, hábitos alimentares, mudanças na abundância e diversidade de recursos pesqueiros foram obtidas desta forma (Sa'enz-Arroyo et al. 2005; Silvano e Jorgensen, 2008; Silvano et al. 2010, Silvano e Begossi, 2012).

A partir deste pressuposto, o conhecimento tradicional dos pescadores locais foi utilizado para averiguar se *Cichla kelberi* seria de fato o propulsor deste decréscimo na riqueza de espécies de peixes em Extremoz e baseado em informações pretéritas, seguindo alguns padrões estabelecidos por Begossi e Silvano (2012). Assim, investigamos se a perda de riqueza da ictiofauna (como reportada por pescadores) na Lagoa de Extremoz coincide temporalmente com a introdução de *Cichla kelberi*, segundo o CEL dos pescadores locais. Estas informações geradas pelos informantes foram comparadas com um modelo trófico quantitativo, no qual foram inseridos dados biológicos atuais coletados na lagoa.

Modelos tróficos de ecossistemas permitem a análise dos caminhos de energia entre vários componentes do sistema (produtores primários, consumidores e predadores de topo. Com este modelo quantitativo foi possível indicar quais são os mecanismos que exercem influência (top-down e bottom-up) sobre a dinâmica da teia alimentar (Achá e Fontúrbel 2003; Angelini et al. 2006, 2010). Fundamentos desta abordagem ecossistêmica foram

estabelecidos por Odum (1969) e permitem a análise da resiliência do sistema e sua simulação auxiliando na determinação de medidas no manejo da ictiofauna.

Assim, os padrões de fluxo de energia foram contemplados através de um modelo ecotrófico deste ambiente aquático tropical. A quantificação dos compartimentos bióticos (fitoplâncton, zooplâncton e peixes) foi efetuada com base em amostragens de peixes e outros compartimentos biológicos e com o auxílio do software Ecopath, de forma a permitir o entendimento das interações e determinar qual seria a espécie-chave e o predador de topo da teia alimentar da Lagoa de Extremoz.

Desta forma, foram comparados os resultados gerados por ambos métodos: a investigação histórica e etnoictiológica as tendências encontradas através do modelo matemático. Entender o papel do tucunaré na teia trófica da Lagoa de Extremoz e averiguar se sua inserção na lagoa é a principal causa da queda de riqueza da ictiofauna constituíram o objetivo deste estudo. A partir dos resultados, visou-se simular padrões para gerar soluções para a rearticulação da pesca artesanal local.

### **Caracterização Geral da Área de Estudo**

A Lagoa de Extremoz está situada no município de Extremoz (05°64'25,81"S; 35°42'32,80"W) (Figura 1) na região metropolitana de Natal. Abrange uma área total de 345 km<sup>2</sup>, sendo o clima no município de Extremoz tropical com estação seca no período em que o sol está mais alto e os dias são mais longos (domínio do clima As; Kottek et al., 2006). A região tem média anual de precipitação em torno de 1.586,8 mm e umidade relativa do ar por volta de 82%. A temperatura do ar média atinge 26,6°C e temperatura máxima por volta de 30,0 °C com mínima de 21,0 °C resultando em uma baixa amplitude térmica durante o ano (ATP, 2006).

### **Metodologia Geral**

#### *Modelo Quantitativo Ecotrófico (LEX):*

Para elaboração e quantificação dos modelos de teia trófica para a área de estudo foi utilizado o programa Ecopath 6.3. O programa ECOPATH da ICLARM (International Center of Living Aquatic Resources Management, Manila, Philipines) combina o trabalho desenvolvido por Polovina et al. (1984) para estimar a biomassa e o consumo de vários elementos de um ecossistema aquático, com a teoria de Ulanowicz et al. (1986) para análises

de fluxos entre os elementos do ecossistema. Essa união permite a construção de modelos steady-state (estado estacionário) de ecossistemas (Christensen et al., 2005). O software Ecopath (Christensen e Pauly, 1992, 1993) foi utilizado para a construção do modelo da cadeia trófica de Extremoz.

O Ecopath gera um modelo de balanço de massa desenvolvido por Polovina et al. (1994) com a abordagem das correntes de energia proposto por Ulanowicz et al. (1986). O modelo propõe que a entrada de energia no sistema deve ser igual a saída (condições de balanço) (Schiemer et al. 2001). Depois de balanceado e quantificado, é possível estimar uma série de métricas ecossistêmicas que medem, por exemplo, sua resiliência (ascendência e overhead), seu estágio de desenvolvimento (a taxa produção primária total/ respiração total), o impacto direto e indireto de um componente ao outro (matriz de Leontief), a importância das espécies para a teia trófica (índice de espécie-chave), a eficiência de transferência entre os níveis tróficos (Lindeman Spine), o papel da ciclagem de nutrientes na teia trófica (índice de Finn) entre outras medidas.

### Campanhas Amostrais

Foram realizadas amostragens mensais para fito e zôoplancton desde julho de 2012 até julho de 2013. Foram também realizadas quatro campanhas amostrais (em períodos distintos, seca e cheia) para a comunidade de peixes.

### Fitoplâncton

As amostras subsuperficiais de fitoplâncton foram coletadas nos pontos indicados na figura 2 com o auxílio da garrafa de Van Dorn, e identificadas sempre que possível, em nível de espécie. As amostras quantitativas de fitoplâncton foram preservadas de acordo com APHA (1998). Para a análise quantitativa, a abundância fitoplanctônica (ind./mL) foi estimada segundo Utermöhl (1958) em microscópio invertido, a 400X. O volume sedimentado foi de 10mL, definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos. Os indivíduos foram enumerados em campos aleatórios segundo o método documentado por Uhelinger, 1964. O biovolume foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados (Hillebrand et al., 1999). Pelo menos 100 indivíduos do táxon mais frequente foram contados (Lund et al., 1958).

### Zooplâncton

Para o zooplâncton as técnicas utilizadas na coleta e quantificação das amostras de zooplâncton seguiram padrões já estabelecidos (APHA, 1999). Arrastos verticais de 3m de profundidade até a superfície foram efetuados para que fossem filtrados 235,5L de água nos mesmos pontos em que ocorreram as amostragens de fitoplâncton (Figura 1) com rede 64µm. A quantificação foi realizada em microscópio ótico Olympus IX40, através de contagem em câmara de Sedgewick-Rafter (Pappas e Stoermer 1996).

### Peixes

Para as coletas de peixes foram utilizadas duas redes de arrasto e doze redes de espera – 3 grupos com quatro redes de espera (malhas 3,5cm, 4cm, 5cm, respectivamente). Métodos de mergulho e puçá foram testados, sem sucesso devido à alta turbidez e presença de densa população de macroalgas no sedimento de fundo. A biomassa de peixes foi quantificada multiplicando-se o peso seco dos indivíduos coletados pela área amostrada (Angelini et al., 2006). Quatro amostragens foram realizadas durante um ciclo anual em 5 pontos diferentes da lagoa: 03/2012 ( estação seca); 06/2012 (chuvosa); 09/2012 (seca); 04/2012 (chuvosa). Redes de espera foram colocadas em 5 pontos entre 17h e 18h. Duas despescas foram realizadas por coleta: a primeira efetuada entre 00h e 1h, e a segunda entre 6h e 7h da manhã do dia seguinte, no intuito de capturar indivíduos de hábitos noturno e diurno.

### Levantamento Etnoictiológico

Foram realizadas 17 entrevistas com os pescadores. As entrevistas foram realizadas em 20 dias não consecutivos, distribuídos ao longo de um ciclo anual. O critério mais relevante para a seleção de pescadores foi o tempo que os mesmos praticavam a pesca artesanal na Lagoa de Extremoz, pois questões em relação a época anterior a introdução de *Cichla kelberi* (que ocorreu entre 1998 e 2005) foram investigadas. Estipulou-se o tempo mínimo de 15 anos de pesca para que os indivíduos participassem da pesquisa, e o método “bola de neve” (Goodman 1961) foi utilizado para o recrutamento de indivíduos, facilitando a procura por pescadores experientes, aumentando assim o grau de confiabilidade das respostas obtidas. A área de amostragem abrange a comunidade de pescadores que habitam locais acessíveis e próximos às margens da Lagoa. Nós entrevistamos 16 pescadores adultos do sexo masculino e uma pescadora adulta em uma comunidade composta aproximadamente por 75 pescadores.

### Coleta de dados

O questionário completo utilizado encontra-se em anexo a este trabalho (Anexo I). Os dados relacionados à construção do conhecimento etnoictiológico da lagoa foram obtidos através da compilação das respostas dos informantes. Antes de cada entrevista foi informado aos entrevistados o objetivo do trabalho, de forma a ser compreendido pela comunidade. Os métodos para realização das entrevistas foram adaptados de estudos realizados em outras comunidades de pescadores no Brasil (Silvano e Jorgensen, 2008; Silvano e Begossi, 2012).

### Análise de Dados

As análises foram concentradas sobre os padrões principais, seguindo uma abordagem quantitativa (Silvano e Jorgensen, 2008). As respostas foram agrupadas com base no percentual de pescadores que mencionou determinada informação e/ou resposta direta (sim ou não). Em algumas dessas análises, foram utilizados apenas os dados citados por mais de 40% dos pescadores entrevistados, a fim de facilitar interpretação. Analisamos também o número de 'dúvidas', ou situações em que o entrevistado mencionou que ele não sabe a resposta para uma determinada pergunta, seguindo a abordagem feita por Silvano e Begossi (2012).

### Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 18. editora APHA, Washington. p. 1268, 1992.

ACHÁ, D.C.; FONTÚRBEL, F.R. La diversidad de una comunidad, ¿está controlada por top-down, bottom-up o una combinación de estos? *La revista*, n.13, p. 1-15, 2003.

ANGELINI, R.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool do evaluate fishing and stability. *Neotropical Ichthyology*, v.4, n.2, p. 253-260, 2006.

ANGELINI, R.; ALOÍSIO, R.; CARVALHO, A.R. Mixed food web control and stability in a Cerrado river (Brazil). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 5, n. 3, p. 421-431, 2010.



BOURNE, C.M.; KEHLER, D.G.; WIERSMA, D.F; COTE, D. Barriers of the fish passage and barriers to fish passage assessments: the impact of assessment methods and assumptions on barrier identification and quantification of watershed connectivity. *Aquatic Ecology*, n. 45, p. 389 – 403, 2011.

CHARDONNET, P.; DES CLERS, B.; FISHER, J.; GERHOLD, R.; JORI, F.; LAMARQUE, F. The value of wildlife. *Revue scientifique et technique* (International Office of Epizootics), n. 21, p.15-51, 2002.

CHELLAPPA, S. Reproductive ecology of a neotropical cichlid fish, *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae). *Brazilian Journal of Biology*, 63, 17-26, 2003.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. ECOPATH II— a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics." *Ecological modelling*, v. 61, n. 3 p.169-185, 1992.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. Trophic models of aquatic ecosystems. No. 26. *The World Fish Center*, 1993.

CHRISTENSEN, V.; PAULY, D; WALTERS, C. J. Ecopath with Ecosim: A User's Guide. *Fisheries Centre of University of British Columbia*, Canada, p.154, 2005.

GERHARDINGER, L. C., GODOY, E. A., & JONES, P. J. Local ecological knowledge and the management of marine protected areas in Brazil. *Ocean & Coastal Management*, v. 52, n.3, p.154-165, 2009.

GIBSON, R.J.; HAEDRICH, R.L.; WERNERHEIM, C. M. Loss of Habitat as a consequence of Inappropriately Constructed Stream Crossings. *Fisheries* v.30, p.10-17, 2005.

GOODMAN, L. Snowball Sampling. In: *Annals of Mathematical Statistics*, v. 32, p. 148-170, 1961.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v.35, p. 403-424, 1999.

KARLING, L.C., ISAAC, A., AFFONSO, I.P., TAKEMOTO, R.M.; PAVANELLI G.C. The impact of a dam on the helminth fauna and health of a neotropical fish species *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) from the upper Parana´ River, Brazil. *Journal of Helminthology*, v.87, p. 245–251, 2013.

KEMP P.S. & O´HANLEY J. R. Evaluation of barriers to fish migration and prioritization of removal and mitigation projects. *Fisheries, Management and Ecology*, v. 17, p. 297 – 322, 2010.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the köppen-geiger climate classification updated. *Meteorologische zeitschrift*, v.15, p. 259-263, 2006.

KULLANDER, S.O.; FERREIRA, E.J.G. A review of the South American Cichlid Genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyology exploration of freshwaters*, v.17, p. 289–398, 2006.

LEVÊQUE, C. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer Netherlands, p. 545-567, 2008.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* v. 11, n. 2, p.143-170, 1958.

LOWRY, E.; EMILY, J.; ROLLINSON, A. J.; LAYBOURN, T.E.S.; LAMMENS M.E.A.; SARAH M.G.; MICKLEY J.; GUREVITCH, J. Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecology and Evolution*, v. 3, p. 182–196. 2013.

MONTENEGRO, S.C.S. A conexão Homem /Camarão (*Macrobrachium carcinuse* M. *acanthurus*) no Baixo São Francisco Alagoano: uma abordagem etnoecológica. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, 2002.

MORRIL, W. T. Ethnoichthyology of the cha-cha. *Ethnology*, v. 6, p. 405-417, 1967.

ODUM, E. P. The Strategy of ecosystem development. *Science*, v.104, p.262-270, 1969.

OGUTU-OHWAYO, R. The Effects of Predation by Nile Perch, *Lates niloticus* L., on the Fish of Lake Nabugabo, with Suggestions for Conservation of Endangered Endemic Cichlids. *Conservation Biology*, v. 7, p. 701-711, 1993.

PAPPAS, J.L.; STOERMER, E.F. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology*,v. 32, p.693-696, 1996.

PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, v. 11, p. 1789–1801, 2009.

RAHEL, F.J. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology*, v. 52, p. 696–710, 2007.

ROLLS, R.J.; BOULTON, A.J.; GROWNS, I.O.; MAXWELL, S.E. Response by fish assemblages to an environmental flow release in a temperate coastal Australian river: a paired catchment analysis. *River Research and Applications*, v. 27, p. 867–880, 2011

RICHARDSON D. Fifty Years of Invasion Ecology – The Legacy of Charles Elton. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 2011.

SILVANO, R. A. M.; JORGENSEN, J. V. Beyond fishermen's tales: contributions of fishers' local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environment, Development and Sustainability*, v.10, p. 657–675, 2008.

SILVANO, R. A. M.; ALPINA, B. What can be learned from fishers? An integrated survey of fishers local ecological knowledge and bluefish (*Pomatomus saltatrix*) biology on the Brazilian coast. *Hydrobiologia* v.637, n.1: p. 3-18, 2010.

SILVANO, R. A. M.; ALPINA, B. Fishermen's local ecological knowledge on southeastern Brazilian coastal fishes: contributions to research, conservation, and management. *Neotropical Ichthyology*, v. 10, p. 133-147, 2012.

SIMBERLOFF, D.; REJMANEK M. Encyclopedia of Biological Invasions. Encyclopedias of the Natural World. Hardcover, p.792, 2011.

SOUTO, F. J. B.. Uma abordagem etnoecológica da pesca do caranguejo, *Ucides cordatus*, Linnaeus, 1763 (Decapoda: Brachyura), no manguezal do Distrito de Acupe (Santo Amaro-BA). *Biotemas*. v. 20, n. 1, p. 69-80, 2007.

STARKS, E.C. The fishes of the Stanford Expedition to Brazil. Leland Stanford Publications University Series, p.77, 1913.

ULANOWICZ, R. E. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer Verlag. NY. p.190, 1986.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton - methodik. *Mitteilungen der international Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, v. 9, p. 1-38, 1958.

UEHLINGER, VERENA. Étude Statistique Des Méthodes de dénombrement planctonique. *Archival Science*, v. 17, p. 121-123, 1964.

VIEIRA, D.B.; SHIBATTA, A. O. Levantamento da ictiofauna de água doce do estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Londrina, Paraná: Dissertação de mestrado, 2002.

VITULE, J.R.S.; FREIRE, C.A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, v. 10, p. 98–108, 2009.

## **Resumo**

Várias abordagens têm relatado os danos profundos causados pelo homem em ambientes aquáticos. A introdução ilegal de espécies não-nativas é uma prática comum e as consequências negativas deste processo são globalmente documentadas tanto para a pesca como para as assembleias de peixes de lagos costeiros. A fim de compreender se o declínio de espécies de peixes é evidente ao longo do tempo e para a percepção dos pescadores da Lagoa de Extremoz (nordeste do Brasil), uma comparação entre o conhecimento ecológico dos pescadores, amostragens ictiológicas e evidências históricas e atuais foi conduzida. Possíveis causas para o declínio da diversidade de peixes também foram investigadas. Diminuição da riqueza ictiofaunística foi uma tendência clara ao longo do tempo, como a escassez de espécies de peixes marinhos foi identificada atualmente. Este padrão foi primeiramente associado à inserção de manilhas inapropriadas no decorrer do fluxo que conectava a Lagoa ao Oceano Atlântico. Embora o tucunaré não tenha sido considerado causa principal do decréscimo de riqueza da ictiofauna, apresentou influencia negativa para os demais táxons, impedindo o crescimento natural da comunidade de peixes nativos.

Palavras- chave: impactos antrópicos, CEL de pescadores, espécies exóticas, perda de riqueza de peixes, manilhas inadequadas, barreiras para a migração de peixes.

## **Abstract**

Several approaches have reported the profound damages that anthropic impacts may cause in aquatic environments. Illegally introducing of non-native species is a common practice and the negative consequences of these processes are globally reported both on fishery and fish assemblages of coastal lakes. In order to comprehend if fish species decline is evident along time and to fisher's perception in Extremoz Lake (Brazil), a comparison among fishermen ecological knowledge, historical and current ichthyological sampling was conducted. Possible causes for fish diversity decline were also investigated. Decreasing on fish fauna was a clear trend over time, as marine fish species lack was currently identified. This pattern was firstly associated to inappropriately constructed stream crossings with inadequate culverts. Although the introduced peacock bass was not considered the main cause for loss of species, it was considered important on hindering other fish species growth.

Key-words: anthropic impacts, fishermen's LEK, alien species, fish species decline, inappropriate culverts, fish migration barriers.

# Converging historical fishermen knowledge and biological evidences to explain fish species loss

Roberto Rosa<sup>1</sup>, Ronaldo Angelini<sup>2</sup>.

1. Aluno do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. E-mail: nusarei@hotmail.com

2. Professor do Departamento de Engenharia Civil/UFRN. E-mail: angelini@yahoo.com.br

Este artigo foi submetido e está em avaliação no periódico *Fisheries Management and Ecology* e, portanto, está formatado de acordo com as recomendações desta revista. (vide [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/\(ISSN\)1365-2400/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/(ISSN)1365-2400/homepage/ForAuthors.html))

## Introduction

Tropical freshwater ecosystems are rich in endemic species and sensitive to unexpected changes (Strayer et al. 2010). However, many negative anthropogenic impacts have caused changes on these aquatic ecosystems food webs, mainly affecting fish diversity (Roberto et al. 2011; Karling et al. 2013).

Commonly, the loss of fish species is associated with the damming of the rivers (Kang et al. 2013; Gubiani et al. 2010), pollution (Gonçalves et al. 2013; Annabi et al. 2013; Vahabzadeh et al. 2013), overfishing (Huang et al. 2013; Ferguson et al. 2013), introduction of exotic species (Simberloff et al. 2011; Richardson et al. 2011; Pelicice & Agostinho 2009; Vitule et al. 2009) and inappropriately constructed stream crossings (Gibson et al. 2005; Kemp et al. 2010; Bourne et al. 2011; Rolls et al. 2011; Karling et al. 2013).

Accidental or intentional processes of transferring and introducing non- native species are among these impacts and they have been increasing in the last years (Rahel et al. 2007; Pelicice & Agostinho 2009). In South America, Amazon piscivorous fishes (e.g. *Cichla sp.* and *Plagioscion squamosissimus*) have been illegally introduced in basins regulated by dams, and currently, has been integrated into the fauna of many neotropical reservoirs and lakes in

Brazil (Chellappa et al. 2003; Oliveira et al. 2006; Agostinho et al. 2008; Vitule et al. 2009; Pelicice & Agostinho 2009; Espinola et al. 2012).

Several approaches have hypothesized that the presence of invasive species is the main cause of native taxa extinction and trophic imbalance (Lowry et al. 2013), which might bring devastating consequences for the professionals and fisheries communities (Chardonnet et al. 2002; Alves & Rosa 2007; Bender et al. 2013).

The role of alien species on a food web could be confirmed with information pre and post invasion, but in many cases, pre – invasion knowledge is only qualitative and difficult to verify. One of the few ways to solve the lack of previous information is looking for information about fish fauna on the local ecological knowledge (LEK) of fishing communities (Silvano & Begossi 2012), because fishermen have a detailed knowledge about fish species and their environments (Morrill et al. 1967; Silvano & Jorgensen, 2008; Silvano & Begossi, 2012).

LEK has also been useful for developing scientific hypotheses, which need to be confirmed through methodologies already established by scientific knowledge (Silvano & Jorgensen 2008; Maurstad et al. 2007). Subsidies generated by LEK can contribute for various purposes related to environmental management, including regeneration of degraded areas, nutrient cycling and changes on species richness in managed ecosystems (Silvano & Begossi 2012; Hallwass et al. 2012).

Some of the fishermen that live around the Extremoz Lake, located in northeastern Brazil (Neotropical region), reported (in situ) that the loss of species richness could present relations with the introduction of the peacock bass *Cichla kelberi* (Kullander and Ferreira, 2006). Following this pre evaluation on fishermen knowledge was possible to comprehend that they were suffering economic damages because of the species richness decline. Unfortunately, data about local fish fauna are scarce and punctual (Starks et al. 1913; Vieira & Shibatta, 2002).



In this paper, we hypothesized that fish species richness has been decreasing along the time in Extremoz Lake. In order to comprehend notable events that could be responsible for this possible decline in species richness, a comparison among the fishermen's LEK, current ichthyological samplings and historical evidences from literature (Starks et al. 1913; Vieira & Shibatta, 2002) is provided.

## **Methods**

### *Study Area*

The Extremoz Lake (Figure 1) is located in the Neotropical freshwater ecoregion. It belongs to the Rio Doce basin and provides water intake to about 70 % of Natal residents, capital of Rio Grande do Norte (RN). The climate is tropical with dry season (Kottek et al., 2006). The region has an annual average rainfall of around 1500 mm and relative humidity around 80%. The air temperature average is 26.6°C (maximum around 30°C and minimum 21°C, ATP, 2006).

### *Fishing community*

Few fishermen are still working in Extremoz Lake. They commonly fish in small groups or in pairs (with family members). Fishing sites are chosen according to the proximity of their homes, avoiding places where fisheries occurred recently, as this rotation allows that the environment "worked" can be recovered to be used again. Fishing gears used in Extremoz are: cast net, gillnets, dip net, standing net and harpoons (specifically for peacock bass capture).

### *Sampling method for fishermen's LEK*

The survey of fishermen's LEK was conducted in 20 non-consecutive days. Only adult men were included on this study: given the importance of obtaining information about the past of fishery in Extremoz, only fishermen that could present more than 40 years of exclusive dedication to fishing made part of this study (mean age: 50.6 years). Although this option has played an important role on gathering qualified historical information, difficulties to find respondents that could fit on our purpose were frequent during the study. A relevant fact is that Extremoz fishermen are functionally illiterate (can only write their names).

The "snowball" method (Goodman 1961) was used, in which a fisherman indicates another one. The questionnaire was based on other studies with similar goals (Silvano & Jorgensen 2008) and included mainly issues related to fish community. During the interviews was shown a list (catalog) with pictures (Froese & Pauly 2013) of 35 fish species (based on sampling performed in Extremoz by Vieira & Shibatta, 2002).

The main questions were: 1) Which fish species were present in Extremoz Lake 15 years ago? Which are present nowadays?; 2) When species have disappeared and why?; 3) After species disappearance, new species appeared in the lake? Which ones?; 4) When the peacock bass was introduced? 5) After its introduction, any change on fishes was notable? 6) In your opinion, was fishery in Extremoz more profitable in the past? 7) Do you think that the fishing activity here is now worse than 20 years ago? Why? Before each interview, was informed to the fishermen the purpose of our study.

Fishermen tend to remember only the larger or commercially appreciated species (Bender et al. 2013). To avoid the possibility of obtaining incorrect information provided by LEK, it was performed a comparison (Mann-Whitney U test) between the maximum length of the species that were remembered by the fishermen with those, which were not remembered but listed in

the mentioned catalog. The maximum sizes were determined by the Fishbase platform (Froese & Pauly 2013).

### *Fish Sampling*

To comprehend which species currently occurring in the Extremoz Lake, four samples were taken in five points (Fig. I): two in the dry season (March and September, 2012) and two in the rainy season (April and June, 2012). Fish were collected by a set of gillnets with different mesh sizes (3.5cm, 4cm and 5cm, opposite knots). The gill nets were placed at 17h and verified at 0:00 p.m. and 6 p.m., in order to capture species from nocturnal and diurnal behaviour. Fishing effort was the same in all sampling sites and during all study period.

One sample (September, 2013) was also performed in two River Doce points, which connects the lake to the sea, and in three points in Guarijú and Mudos Rivers (Fig. I). This sampling was planned to capture other species that could colonize the lake. Using the same fishing gears, it was performed when commonly occurs seasonal saltwater fishes migration (e.g. genus *Mugil*, Lebreton et al. 2011).

### *Stomach content analysis*

In order to obtain information about the feeding ecology of the fish species (especially the peacock bass) and fulfill their diet composition to run the Ecopath model, analyses were performed following Knoöpell (1970) with modifications. The species stomachs were removed and the contents were examined in Petri dishes containing solution of 70% ethanol. The items identification was conducted to the lowest category when possible (Species - in the case of fish and Order for other organisms). Stomach contents were quantified by the method of frequency of occurrence (Hynes et al. 1950; Bowen et al. 1992).

### *Fishermen LEK: Data Analysis*

Following a quantitative approach (Silvano & Jorgensen 2008), analyzes of questionnaires were concentrated on the main trends. In some of these analyses, were considered only data cited by more than 40% of the fishermen in order to facilitate the interpretation of the main trends they have pointed out. The Jaccard similarity test among the ichthyologic surveys was conducted, including: a) our sample, b) the species reported by fishermen c) Starks (1913) and d) Vieira & Shibatta (2002). These studies constitute the most comprehensive fish diversity records in Extremoz Lake.

### **Results**

Eighteen species were captured in our samplings (six at the Lake and 12 at rivers, Table I), contrasting with the 11 species found by Starks (1913) and 35 captured by Vieira & Shibatta (2002). According to fishermen's LEK, 22 species were usually seen in the past and only 13 of these are still occurring currently.

Starks (1913) found five species of the marine environment while Vieira & Shibatta (2012) captured four species from the same origin. The fishermen's LEK confirmed the occurrence of five marine species in the past, and no current evidence for marine species (Table I). In our samples was captured only one species that usually occurs in estuarine environments (*Eleotris pisonis*, Gmelin) located in one sampling site in Doce River (which connects the lake to the sea, Figure I).

The highest similarity index calculated (0.63) was recorded between our samples and the species that currently occur according to fishermen's LEK (Table II). Also, species reported by Vieira & Shibatta (2002) presented high correlation (0.6) with the answers obtained using LEK's fishermen about the past (before peacock bass introduction). The lowest Jaccard similarity index was registered between the current and past fisher's LEK.

It is important to emphasize that 20% of the fishermen did not recognize some of the species that were shown. Thus, they were unable to report if they occur or not (currently and in the past). Fishermen ( $\pm 70\%$ ) shared the opinion that the species that usually were seen in the past presented similar length when compared to the current species indicated by them (Mann-Whitney U = 123.5, p = 0.219).

The "mullet" *Mugil curema* (Valenciennes) was given as an example of fish that commonly was captured and easily sold in the past and that has disappeared by 70% of fishermen. It is likely that it reached the lake migrating cross the Doce River (Figuer I), according to 60% of them.

For all fishermen fish species richness has been declining, and 76% of them have agreed about the main cause for this decline: the construction of bridges between the Doce River and the lake. Accordingly to the informants, these bridges (with underneath culverts) (Figs. I and II) are playing an important role on fish migration from the estuaries and marine environment to Extremoz Lake.

As a secondary reason, the introduction of peacock bass was reported by 64.7% of the fishermen while 58% of them indicated this Amazon piscivorous as the main cause for the size reduction and/or elimination of other species on this site.

Thus, the introduction of the peacock was more associated to the decrease in fish length and to the trophic web unbalance, because the peacock "eats what it sees ahead", opinion shared among 76% of the fishermen. This fact was evidenced by our stomach contents analysis (Table III), which indicated that *Cichla kelberi* feeds on prey from different trophic levels, including cannibalism.

The piscivorous habit for peacock bass was dominant (45%), but shows that this species is omnivorous and opportunistic, and so on for other piscivorous *Hoplias malabaricus* (Bloch) that feeds on insects (30%) and fish. For *Crenicichla menezesi* (Ploeg) diet, were registered

both shrimps and bivalve, while for *Serrasalmus orientale* (Kner) shrimps were exclusively consumed (Table III).

All fishermen claimed that artisanal fishing is nearby collapse in Extremoz Lake and it is no longer profitable as before, considering that weekly average capture reaches only five kilograms. According to them, this amount is only sufficient for domestic consume, considering that 80% of fishermen have more than five children, and monthly income below R\$750.00 (US\$340.00). Currently they are fishing in Estivas beach (40km of Extremoz Lake).

## **Discussion**

Fishermen's LEK confirmed the decline in the number of fish species Extremoz Lake in the last 20 years. Furthermore, fishermen related the presence of marine species in the past, which, has been also reported by Starks (1913) and Vieira & Shibatta (2002), but not in our samples.

The construction of bridges over the river that connects Extremoz Lake to the sea is the main cause of the decline of fish species for pointed out by fishermen LEK. These bridges have culverts (Figure II) that are inserted to allow the passage of water under the bridges, but in many places of the world they are becoming a serious obstacle for fish species reproductive migration (Gibson et al. 2005; Kemp et al. 2010; Bourne et al. 2011; Rolls et al. 2011; Foster et al. 2011). These structures do not allow that enough water volume can be accumulated for fish passing, especially the larger ones (Gibson et al. 2005, Karling et al. 2013). Furthermore, culverts mold high steps, which may have been playing the role of hindering the heels of migratory fish against the river current flow (Fig. 2d).

Multiple barriers (such as the case described here that has four bridges) may have cumulative effects and prevent migration (Padgham et al. 2010). In the case of the Extremoz Lake, these

crossing streams must be altering the circulation patterns of the water column, changing the sediment quality, increasing siltation and reducing water depth.

On the other hand, fishermen's LEK analyses that the peacock (whose presence in the Doce River Basin had not been registered yet) exerts negative influence on the richness of the fish fauna, especially on the growth of another species which are predated by *Cichla kelberi*, following patterns that were found in other studies (Bacheler et al. 2004 standards; Novaes et al. 2004; Pelicice & Agostinho 2009). This predation was evidenced by our stomach contents analysis. The fact that piscivorous, especially exotic, can profoundly alter the aquatic trophic web is well established by literature (Ogutu-Ohwayo et al. 1993; Pelicice & Agostinho 2009; Vitule et al. 2009; Richardson et al. 2011, Simberloff et al. 2011).

The fact of interviewing only elderly fishermen (over 40 years of fishing) probably has ensured greater reliability and precision (Silvano & Begossi 2012) to the given answers. According to a respondent opinion, who resides next to the bridge which connects the Doce River to the lake, and to Google Earth images of 1969, this bridge (Figure II) was built in 1970. Following most of the fishermen opinions, the peacock bass has been introduced before the year of 2000.

Thus, these two factors appointed by fishermen (experts) might have been concurrently favoring fish community richness decrease. While the bridges with inadequate culverts interfere on fish migration from the sea to the lake, the peacock bass may be playing the role of regulating other species growth in Extremoz Lake. The fact that the fishermen haven't mentioned preferably larger length species shows that this variable haven't influenced their memories and indicates that they might be not failing on providing correct information, an opposite trend when compared to Lima (2010). Therefore, this is another example where fishermen LEK's haven't been accepted uncritically (Silvano & Begossi 2012). Generally, larger fish species are more easily perceived and are those, which are commercialized (Bender

et al. 2013). This could be an explanation for the low fish species richness values obtained in the past LEK when compared to other historical evidences (Starks 1913, Vieira & Shibatta 2002) and our sampling, but it was not confirmed.

Species growth was strongly affected by the effects of the peacock bass introduction. Thus, the fishermen began to exert his activity on the closest marine environment they have access (Estivas Beach, 40km distant). This also indicates that larger fishes decline is one of the main factors that contribute to the end of fishery activities in Extremoz, despite of fishermen have remembered of both large and smaller species.

Thus, fish species decline was associated to anthropogenic impacts, especially to the effects caused by bridges with inadequate crossing-streams. Peacock bass introduction was considered another responsible for species decline, explaining why another fish species are not reaching natural length. Currently, the fishing activity seems to be serious threatened, especially considering factors such as low profitability and fish capturing. First and foremost, it would be necessary to achieve an ichthyologic monitoring that could provide useful data to support management strategies. Thus, it would be possible to find solutions, which could provide the recovery of the Rio Doce basin, with flow connectivity.

### **Acknowledgements**

We are thankful to the National Center of Researches Founding (Cnpq) for financial sponsoring and Phd Vanessa Becker for contributing with primary production analysis.

### **References**



Annabi A., Faleh A.B. & Said K. (2013) Preliminary study of the genetic differentiation among natural populations of Mediterranean killifish *Aphanius fasciatus* (Teleostei, Cyprinodontidae). American Journal of Research Communication 1, 110-125.

Bourn, C.M., Kehler D.G., Wiersma D.F. & Cote, D. (2011) Barriers of the fish passage and barriers to fish passage assessments: the impact of assessment methods and assumptions on barrier identification and quantification of watershed connectivity. Aquatic Ecology 45, 389 – 403.

Bowen S. H. (1992) Quantitative description of the diet. Nielsen, L. A.; D. L. Johnson (Eds.) In Fisheries techniques, American Fisheries Society, Bethesda, 325-336.

Chardonnet P., Des Clers B., Fisher J., Gerhold R., Jori F. & Lamarque, F. (2002) The value of wildlife. Revue scientifique et technique (International Office of Epizootics), 21, 15-51.

Chellappa S. (2003). Reproductive ecology of a neotropical cichlid fish, *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae). Brazilian Journal of Biology, 63, 17-26.

Daw T.M., Cinner J.E., McClanahan T.R., Brown K. & Stead S.M. (2012) To Fish or Not to Fish: Factors at Multiple Scales Affecting Artisanal Fishers' Readiness to Exit a Declining Fishery. Plos One, 7(2).

Froese, R. & Pauly D. (eds). (2013) FishBase, World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (10/2013).

Ferguson G.J., Ward T.M.Y.Q., Geddes M.C. & Gillanders B.M. (2013) Impacts of Drought, Flow Regime, and Fishing on the Fish Assemblage in Southern Australia's Largest Temperate Estuary. *Estuaries and Coasts* 36, 737–753.

Gibson R.J., Haedrich R.L. & Wernerheim C. M. (2005) Loss of Habitat as a consequence of Inappropriately Constructed Stream Crossings. *Fisheries* 30, 10-17.

Goodman, L. (1961) Snowball Sampling. In: *Annals of Mathematical Statistics* 32, 148-170.

Hallwass, G., Lopes, P.F., JURAS, A. A. & Silvano, R.A.M. (2012) Fishers' knowledge identifies environmental changes and fish abundance trends in impounded tropical rivers. *Ecological Applications*, 23, 121, 2012.

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

Karling, L.C., Isaac, A., Affonso, I.P., Takemoto, R.M. & Pavanelli G.C. (2013) The impact of a dam on the helminth fauna and health of a neotropical fish species *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) from the upper Parana' River, Brazil. *Journal of Helminthology*, 87, 245–251.

Kemp P.S. & O'Hanley J. R. (2010) Evaluation of barriers to fish migration and prioritization of removal and mitigation projects. *Fisheries, Management and Ecology* 17, 297 – 322.

Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B. & Rubel, F. (2006) World map of the köppen-geiger climate classification updated. *Meteorologische zeitschrift* 15, 259-263.

Lebreton B., Richard P., Parlier E.P., Guillou G. & Blanchard G.F. (2011) Trophic ecology of mullets during their spring migration in a European saltmarsh: A stable isotope study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 91, 502 - 510.

Kullander S.O. & Ferreira E.J.G. 2006. A review of the South American Cichlid Genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). *Ichthyology exploration of freshwaters* 17, 289–398.

Huang, L.L., Wu Z.Q. & Li, J.H. (2013) Fish fauna, biogeography and conservation of freshwater fish in Poyang Lake Basin, China. *Environmental Biology of Fishes* 96, 1229–1243. .

Lowry E., Emily J., Rollinson A. J., Laybourn, T. E.S., Lammens M.E.A., Sarah M.G., Mickley J. & Gurevitch J. (2013) Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. *Ecology and Evolution* 3, 182–196.

Maurstad A., Dale T.T. & Bjørn P. A. (2007) You Wouldn't Spawn in a Septic Tank, Would You? *Human Ecology* 35, 601-610.

Morril W. T. (1967) Ethnoichthyology of the cha-cha. *Ethnology*, 6, 405-417.

Ogutu-Ohwayo R. (1993) The Effects of Predation by Nile Perch, *Lates niloticus* L., on the Fish of Lake Nabugabo, with Suggestions for Conservation of Endangered Endemic Cichlids. *Conservation Biology* 7, 701-711.

Pelicice F.M. & Agostinho A.A. (2009) Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11, 1789–1801.

Rahel F.J. (2007) Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater biology* 52, 696–710.

Rolls R.J., Boulton A.J., Growns I.O. & Maxwell, S.E. (2011) Response by fish assemblages to an environmental flow release in a temperate coastal Australian river: a paired catchment analysis. *River Research and Applications* 27, 867–880.

Richardson D. (2011) *Fifty Years of Invasion Ecology – The Legacy of Charles Elton*. Blackwell Publishing, Oxford, UK.

Silvano R. A. M. & Jorgensen J. V. (2008) Beyond fishermen's tales: contributions of fishers' local ecological knowledge to fish ecology and fisheries management. *Environment, Development and Sustainability* 10, 657–675 .

Silvano R. A. M. & Begossi A. (2012) Fishermen's local ecological knowledge on southeastern brazilian coastal fishes: contributions to research, conservation, and management. *Neotropical Ichthyology* 10, 133-147.

Simberloff D. & Rejmanek M. (2011) Encyclopedia of Biological Invasions. Encyclopedias of the Natural World. Hardcover, 792 pp.

Starks E.C. (1913) The fishes of the Stanford Expedition to Brazil. Leland Stanford Publications University Series, 77 pp.

Strayer, D. & Dudgeon, D. (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. Journal of the North American Benthological Society 29, 344-358.

Vieira D.B. & Shibatta A. O. (2002) Levantamento da ictiofauna de água doce do estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Londrina, Paraná: Dissertação de mestrado.

Vitule J.R.S, Freire C.A & Simberloff, D. (2009) Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. Fish and Fisheries 10, 98–108.

Table I: Temporal fish species occurrence. SD<sup>1</sup>= Secondary Data: Vieira and Shibatta (2002); SD<sup>2</sup>= Secondary data: Starks (1913); LEK (P) = Past Fishermen´s LEK; LEK (C) = Current Fishermen´s LEK about the situation; CS = Current sampling; X = species captured only in the Lake; ○ =species captured both in the Lake and in the rivers. L max. = maximum length to each species following Froese e Pauly, 2013; N\* = Maximum length was not available on Fishbase. X = opinion shared by 5 fishermen; XX = opinion shared by 10 fishermen; XXX = opinion shared by 15 fishermen.

Species	L max	Original habitat	CS	SD <sup>1</sup>	SD <sup>2</sup>	LEK (P)	LEK (C)
<i>Astronotus ocellatus</i> Agassiz, 1831	40	freshwater		X		XX	
<i>Astyanax bimaculatus</i> Linnaeus, 1758	17.5	freshwater	●	X	X	XXX	X
<i>Awaous tajacica</i> Lichtenstein, 1822	16.3	ocean		X		XX	
<i>Characidium bimaculatum</i> Fowler, 1941	3.2	freshwater	●	X		XXX	XX
<i>Centropomus mexicanus</i> Bocourt, 1868	47.5	ocean			X		
<i>Cichlasoma bimaculatum</i> Linnaeus, 1758	12.3	freshwater	●	X	X		XX
<i>Cichlasoma orientale</i> Kullander, 1983	13.6	freshwater					
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel, 1840	18	freshwater	X	X	X		XXX
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	14.6	freshwater	●				
<i>Cichla kelberi</i> Kullander e Ferreira 2006	27.6	freshwater	X	X			XXX
<i>Curimatella dorsalis</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	11.4	ocean			X		
<i>Dormitator maculatus</i> Bloch, 1972	70	freshwater		X		XX	
<i>Eleotris pisonis</i> Gmelin, 1789	25	freshwater	●	X		XXX	XXX
<i>Eucinostomus gula</i> Quoy & Gaimard, 1824	23	freshwater					XX
<i>Erythrinus erythrinus</i> Bloch & Schneider, 1801	20	freshwater		X			XXX
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	76	freshwater	●	X		X	XX
<i>Gerres</i> Walbaum, 1792	30	ocean			X		
<i>Hemigrammus</i> sp. Ellis, 1911	2.6	freshwater	●	X			

<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794	55.2	freshwater	X	X	X		XXX
<i>Hoplosternum littorale</i> Hancock, 1828	24	ocean		X			
<i>Hypostomus pusaarum</i> Starks, 1913	20.3	freshwater		X		XX	
<i>Leporinus maculatus</i> Muller e Troschel, 1844	18	freshwater		X	X		
<i>Leporinus piau</i> Fowler, 1941	33	freshwater	○	X			XXX
<i>Limatulichthys griseus</i> Fowler, 1941	18	freshwater		X		X	
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	250	ocean		X		XX	
<i>Metynnias maculatus</i> Kner, 1860	18	freshwater	X	X	X		XX
<i>Microphis brachyurus lineatus</i> Kaup 1856	22	freshwater		X		X	
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	80	ocean			X	XXX	
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	90	ocean			X	XXX	
<i>Moenkhausia lepidura</i> Kner, 1858	8.9	freshwater		X		X	
<i>Nannostomus beckfordi</i> Gunther, 1872	6.5	freshwater		X		XX	
<i>Piaractus brachypomus</i> Cuvier, 1818	88	ocean				XX	
<i>Pimelodella enochi</i> Fowler, 1941	5.9	freshwater		X		XX	
<i>Plagioscion squamosissimus</i> Heckel, 1840	80	freshwater		X		XX	
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	4	freshwater	●	X		XXX	XX
<i>Prochilodus brevis</i> Steindachner, 1874	27	freshwater		X		XX	
<i>Serrapinnus heterodon</i> Eigenmann, 1915	4.1	freshwater		X		XX	
<i>Serrapinnus piaba</i> Lütken, 1874	3.5	freshwater	●	X			
<i>Serrasalmus rhombeus</i> Linnaeus, 1766	41.5	freshwater					
<i>Serrasalmus orientalis</i> Kner, 1858	21	freshwater	X	X			XXX
<i>Steindachnerina notonota</i> Miranda Ribeiro, 1937	9.8	freshwater	●	X			
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1975	150	freshwater	●	X			
<i>Trachelyopterus galleatus</i> Linnaeus, 1766	22	freshwater	●	X			
<i>Thriportheus signatus</i> Garman, 1890	15.8	freshwater		X			
<i>Trinectes paulistanos</i> Ribeiro, 1915	N*	freshwater		X		XX	
	37		18	35	11	22	13

Table II: Jaccard similarity index between the analyzed data. CS = current sampling; LEK P = fishermen knowledge about species occurrence in the past. LEK C = Fishermen knowledge about species occurrence in the present.

	CS	Vieira (2002)	Starks (1913)	LEK (P)	LEK (C)
CS	1				
Vieira (2002)	0.4	1			
Starks (1913)	0.2	0.2	1		
LEK (P)	0.14	0.6	0.1	1	
LEK (C)	0.63	0.37	0.2	0.1	1



Table III: Diet composition of the fish species that were captured during the study. N\*= analyzed stomachs.

Presas/ Predadores	<i>Cichla kelberi</i>	<i>Crenicichla menezesi</i>	<i>Leporinus piau</i>	<i>Metynnis maculatus</i>	<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Serrasalmus orientale</i>
N*	27	5	1	1	11	7
Macrófitas			0,45	0,45		
Insetos	0,15				0,3	
Camarão	0,15	0,85			0,1	1
Gastrópodes	0,05				0,05	
Bivalves	0,15	0,15	0,55	0,55	0,05	
<i>Cichla kelberi</i>	0,15					
<i>Crenicichla menezesi</i>					0,1	
<i>Leporinus piau</i>					0,15	
<i>Metynnis maculatus</i>					0,15	
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,2					
<i>Serrasalmus orientale</i>	0,1				0,1	
Detritos	0,05				0,1	
TOTAL	1	1	1	1	1	1

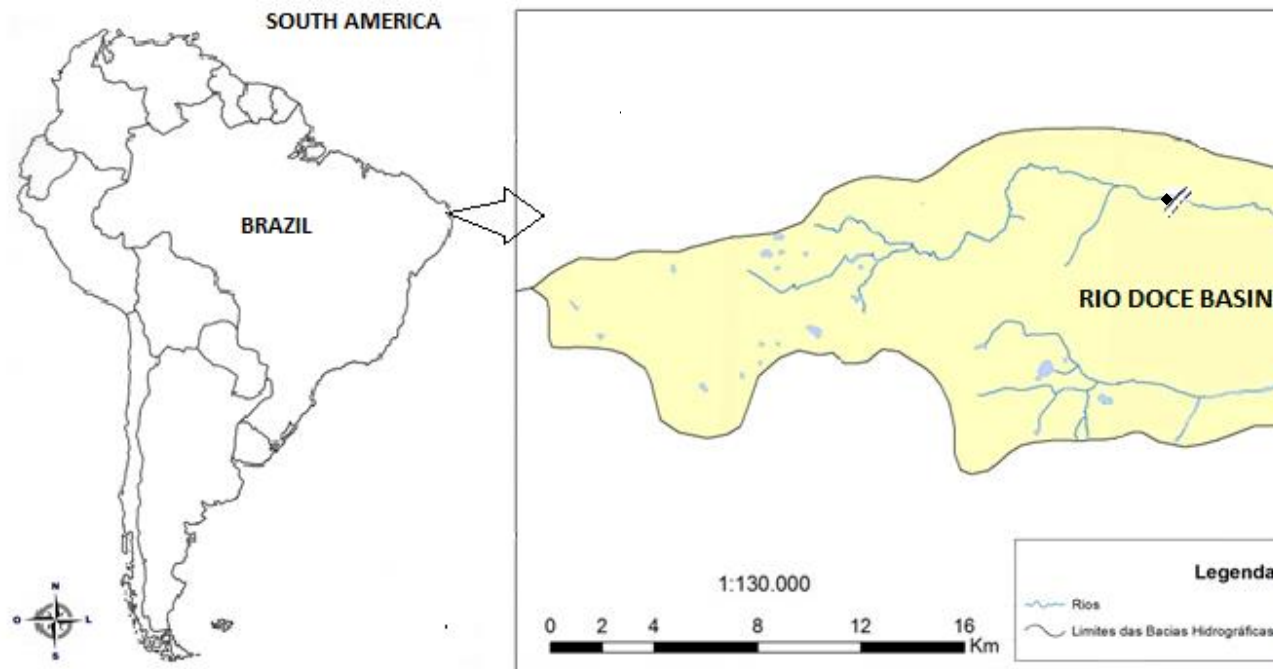


Figure I: Rio Doce basin and the connection between Extremoz Lake and the Atlantic Ocean.

Pontos de amostragem indicados pelas circunferências em vermelho. ◉ = Extremoz Lake Sampling sites (S 05° 42'20.5, W 035° 17'05.2"; S 05° 42'53.3", W 035° 16'59.6"; S 05° 43'29.1", W 035° 17'20.6"; S 05° 42'23.9", W 035° 19'39.7"; S 05° 42'23.9", W 035° 19'39.7"; S 05° 42'38.7", W 035° 19'31.3"). ♦ = River sampling sites. The bridges are represented by the double line segments.



Figure II: a) Bridge that separates Rio Doce and Extremoz Lake b) flow connectivity reduction by rocks (were inserted to avoid siltation procedures) c) low water volume that flows on the crossing-streams d) inadequate crossing-streams which hinder migrations.

## Resumo

Processos de transferência e introdução de espécies exóticas em ambientes aquáticos sem estudo prévio se tornou uma prática antrópica comum. Muitos efeitos negativos são relatados quando estas espécies apresentam hábitos predadores e/ou piscívoros. Os peixes e a pesca são os mais prejudicados nessas circunstâncias, considerando a que perda de espécies de peixes é um efeito resultante destas ações ilegais. Entender qual papel podem desempenhar espécies introduzidas no meio ambiente tornou-se desafio científico. A região neotropical vem sofrendo com a introdução de espécies de peixes amazônicos. Assim, *Cichla kelberi* está fazendo parte de diferentes ambientes aquáticos no Brasil. Hipotetizamos que o tucunaré está atuando como predador de topo na Lagoa de Extremoz. Um modelo ecotrófico foi criado para testar esta hipótese e entender quais são os mecanismos de controle dessa cadeia alimentar. Simulações com a sobrepesca de *Cichla* foram efetuadas, a fim de compreender os efeitos que seriam desencadeados para os outros táxons de peixes componentes da cadeia. De acordo com o modelo, pequenas mudanças na população de *Cichla kelberi* causariam efeitos positivos em espécies de peixes nativos, especialmente para *Hoplias malabaricus*, que foi considerada espécie-chave da teia trófica. A ictiofauna de Extremoz tem sido dominada por *Cichla kelberi*, especialmente em termos de abundância. Os detritos e os camarões desempenham um papel amortecer a pressão resultante do mecanismo top-down exercida pelo tucunaré. Simulações resultaram em alterações insignificantes à longo prazo, indicando que a erradicação de *Cichla kelberi* não é plausível para a recuperação do equilíbrio da teia trófica. A baixa riqueza de peixes em Extremoz requer que sejam tomadas medidas ambientais em pouco tempo, caso contrário, a pesca e as espécies nativas de peixes poderão sucumbir.

## **Abstract**

Transferring and introducing alien species into environments without previous studies has become a common anthropic practice. Many negative effects are reported when these species presents piscivorous and top predator habits. Fish and fisheries are the most impaired on these circumstances, as fish species loss are a common effect of these illegal actions. Understanding which role introduced species may play in the environment they were transferred has become a scientific challenge. The Neotropical region has been suffering with amazon fish species introduction. Thus, *Cichla kelberi* is making part of different aquatic environments in Brazil. We hypothesized that it plays predator role in Extremoz Lake, purposing that top-down was the main mechanism of energy flow. To test it, we created an ecotrophic model. *Cichla kelberi* overfishing was simulated in order to understand what would happen to other native species biomass. Accordingly to the model, small changes in *Cichla kelberi* population would cause effects on native fish species, especially for *Hoplias malabaricus*, that was considered key-species. Fishes biomasses have been dominated by *Cichla kelberi*, especially in terms of abundance. Detritus and shrimps have been playing important roles on sustaining *Cichla*'s top-down pressure. Overfishing simulations showed that eradication processes wouldn't bring relevant changes to other species. Environmental management should be applied as soon as possible, otherwise fish species and fishery may have an end in few years.

# **Influências da inserção de espécies exóticas nos mecanismos de fluxo de energia de teias tróficas neotropicais**

Roberto Rosa<sup>1</sup>, Ronaldo Angelini<sup>2</sup>.

1. Aluno do Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. E-mail: nusarei@hotmail.com. 2. Professor do Departamento de Engenharia Civil/UFRN. E-mail: angelini@yahoo.com.br

Este artigo será submetido para o periódico *Neotropical Ichthyology* e, portanto, está formatado de acordo com as recomendações desta revista. (vide <http://www.scielo.br/revistas/ni/iinstruc.htm>)

## **Introdução**

Invasões, transferências e introduções cumulativas de espécies exóticas têm transformado os ambientes aquáticos de água doce. Os efeitos negativos destas práticas antrópicas podem se estender para outros compartimentos das teias tróficas (efeito cascata), principalmente quando envolvem a inserção de predadores omnívoros que não são regulados por níveis tróficos maiores (Richardson, 2011).

Nas lagoas continentais, os padrões de fluxo de energia são regulados pela dinâmica da teia alimentar. Esta, por sua vez, depende da composição das espécies e dos mecanismos que controlam ou resultam desta composição, a exemplo do nicho ecológico de cada espécie (Achá & Fontúrbel, 2003). As características limnológicas de lagoas continentais podem afetar a abundância e a presença dos componentes da teia trófica (Súarez & Petrere, 2007).

A presença de espécies invasoras tem sido destacada entre as principais causas de extinção de táxons nativos e desequilíbrio trófico (Lowry, 2013). A determinação das influências comumente negativas provocadas por estes táxons já foi reportada por diversas abordagens: (Ogutu-Ohwayo, 1993; Pelicice & Agostinho, 2009; Vitule, 2009; Richardson, 2011).

Os impactos resultantes da transferência ilegal de piscívoros amazônicos do gênero *Cichla* para outras regiões brasileiras têm sido documentados por alguns trabalhos (Pelicice e Agostinho, 2009; Espínola, 2012). Entretanto, para ambientes neotropicais, efeitos destas inserções permanecem sobre investigação. Portanto, este tópico ainda apresenta lacunas científicas a serem preenchidas.

Ferramentas científicas podem auxiliar na obtenção de resultados que possibilitem uma interpretação das teias tróficas aquáticas, como a modelagem ecotrófica (Angelini, 2013). Os modelos que possibilitam o entendimento do balanço de massa e dos fluxos de energia que percorrem os caminhos que constituem as teias tróficas ainda não são muitos, especialmente em ambientes de água-doce neotropicais. Porém, seus fundamentos estão estabelecidos desde Odum (1969) e Lindeman (1942).

Recentemente, algumas novas técnicas e softwares de modelagem matemática tem mudado este quadro (Christensen, 2005; Angelini, 2007, 2010), o que possibilitou melhor compreensão do comportamento das teias tróficas e dos ecossistemas que permitem a análise do fluxo de energia entre os componentes do sistema (produtores primários, consumidores e predadores de topo).

A simulação da cadeia trófica em ecossistemas de água doce, especialmente reservatórios, tem resultado no teste de diversas medidas no manejo da ictiofauna, sendo ferramenta ecológica com potencial de aumentar a produção, estabilidade e resiliência destes ambientes (Angelini, 2006).

A Lagoa de Extremoz é responsável por abastecer cerca de 70% da população da cidade de Natal, e sofreu a inserção do tucunaré *Cichla kelberi* (Kullander e Ferreira, 2006). Dada a importância socioambiental deste corpo d'água, o objetivo deste trabalho é construir um modelo trófico para entender os mecanismos de controle da teia alimentar (top-down ou bottom-up). Foi testada a hipótese de que *Cichla kelberi* desempenha função de espécie chave como predador de topo na teia alimentar da Lagoa de Extremoz, por isto foi simulada a sua captura e verificado o que aconteceria com o restante da ictiofauna em sua ausência.

## **Material e Métodos**

### *Caracterização da Área de Estudo*

A Lagoa de Extremoz (Figura 1) está situada na região Neotropical, pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Doce, município de Extremoz. Com área total de 4,2 km<sup>2</sup>, a lagoa é utilizada como fonte de captação de água para cerca de 70% dos moradores da cidade de Natal, a capital do Estado do Rio Grande do Norte (RN). O clima é o tropical com estação seca bem pronunciada (domínio do clima As; Kottek et al., 2006). A região tem média anual

de precipitação em torno de 1.500 mm e umidade relativa do ar por volta de 80%. A temperatura média do ar é de 26,6°C com máxima por volta de 30°C e mínima de 21°C (ATP, 2006).

#### *Análise das amostras bióticas e campanhas amostrais*

As amostras de fitoplâncton foram coletadas com o auxílio da garrafa de Van Dorn e identificadas sempre que possível, em nível de espécie. Para análise quantitativa, a abundância fitoplanctônica (ind./mL) foi estimada segundo Utermöhl (1958) em microscópio invertido, a 400X. O volume sedimentado foi definido de acordo com a concentração de algas e/ou detritos. Os indivíduos foram enumerados em campos aleatórios (Uhelinger, 1964). O biovolume foi calculado a partir de modelos geométricos aproximados (Hillebrand, 1999).

Para o zooplâncton as técnicas utilizadas na coleta e quantificação das amostras de zooplâncton seguiram padrões estabelecidos (APHA, 1999) e as coletas foram feitas nos mesmos pontos e profundidades do fitoplâncton. A quantificação foi realizada em câmara de Sedgewick-Rafter. (Pappas & Stoermer, 1996). A biomassa do zooplâncton (peso fresco) foi calculada utilizando as fórmulas geométricas aproximadas (Dumont, 1975; Bottrell, 1976; Ruttner-Kolisko, 1977; Malley, 1989).

#### *Coleta de peixes*

Para determinar quais espécies ocorrem atualmente na lagoa, quatro amostragens foram realizadas durante um ciclo anual em cinco pontos diferentes da lagoa (Fig. 1), com duas na estação seca (03/2012 e 09/2012) e duas na estação chuvosa (04/2012 e 06/2012). Foram utilizadas 12 redes de espera com os seguintes tamanhos entre nós opostos: 3,5cm; 4cm, 5cm. As redes de espera eram colocadas as 17h e verificadas às 0:00h e 6:00h, no intuito de capturar indivíduos de hábitos noturno e diurno. Além disso, foram realizados arrastos nas margens da lagoa com área arrastada conhecida.

#### *Análise de conteúdo estomacal*

Com o objetivo de obter informações sobre o hábito alimentar das espécies, especialmente em relação ao tucunaré, efetuamos análises dos conteúdos estomacais dos indivíduos coletados, seguindo Knoöpell (1970) com modificações. O estômago dos exemplares foi retirado e os conteúdos eram colocados e examinados em placa de Petri contendo solução de etanol a 70%, com auxílio de uma lupa e identificados até a menor categoria taxonômica possível (de



espécie, no caso dos peixes e Ordem para as demais comunidades). Os conteúdos estomacais foram quantificados pelo método de frequência de ocorrência (Bowen, 1992; Hynes, 1950).

#### *Tabulação e análises estatísticas*

O software Ecopath (Christensen & Pauly, 1992) foi utilizado para a construção do modelo da cadeia trófica de Extremoz. O ecopath gera um modelo de balanço de massa desenvolvido por Polovina (1994) com a abordagem das correntes de energia proposto por Ulanowicz (1986). Basicamente, o modelo propõe que a entrada de energia no sistema deve ser igual a saída (condições de balanço). Assim, uma série de equações para cada grupo componente do modelo e suas respectivas biomassas são determinadas (Villanueva & Moreau, 2001; Schiemer, 2001).

### **Resultados**

Foram capturadas 6 espécies de peixes com maior abundância para tucunaré (*Cichla kelberi* – 123 indivíduos). O restante das espécies somou 28 indivíduos (7 para *Serrasalmus orientale* Kner, 1858, 4 indivíduos para *Metynnis maculatus* Kner 1860, 3 para *Crenicichla menezesi* Ploeg, 1991 e 3 para *Leporinus piau* Fowler 1941). Para *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 foram registrados 11 indivíduos durante as 8 amostragens no decorrer de dois ciclo anuais.

Esta baixa riqueza e abundância de espécies resultou numa teia trófica simples (Fig. 2) que foi quantificada no Ecopath (Tab.1), e que apresenta três predadores de topo: *Cichla kelberi*, *Hoplias malabaricus* e *Serrasalmus orientale*. Esta última espécie só consumiu camarão (Tab. 2) e tem o menor número de caminhos para captar energia.

A cadeia trófica originada na produção primária é passada para o próximo nível trófico em menor proporção (122,6) do que a cadeia baseada em detritos (716,8). Os camarões contribuíram para a estabilidade da teia através do alto consumo de detritos (Fig. 3) e da alta oferta de alimento para os peixes omnívoros (Tab. 2). Os resultados do modelo mostram que a eficiência média de transferência (Tabela 3) entre níveis tróficos é de 8,3%, valor próximo da média de 10%, característica dos sistemas aquáticos.

O “overhead”, uma medida de estabilidade, é de 62%, o que mostra que o sistema apresenta certa estabilidade, mesmo considerando que valores próximos de 70% trariam mais

consistência ao afirmarmos que se trata de ambiente com alta capacidade de resiliência. O índice de Produção Primária Total / Respiração Total foi igual a 1,3, valor próximo a 1, que seria esperado para sistemas maduros e estáveis.

De acordo com a matriz de Leontief (Fig.4), mudanças relevantes nas biomassas de outros compartimentos resultariam em pequenas alterações na biomassa de *Cichla kelberi* (Fig. 4). Alterações na biomassa de *Hoplias malabaricus* causariam efeitos negativos sobre *Crenicichla menezesi*, *Leporinus piau*, *Metynnis* e *Serrasalmus orientale*. Estas espécies sofreriam também um incremento em suas biomassas diante de alterações na biomassa de *Cichla kelberi*.

*H. malabaricus* é o componente cujo índice de espécie-chave (Fig.5) (Libralato et al., 2006) atingiu o maior valor, indicando a importância deste táxon nativo na teia trófica da lagoa de Extremoz. Alterações na população da “traíra” parecem surtir efeitos drásticos no equilíbrio da teia como um todo. *Cichla kelberi* aparece na segunda posição, com impacto sobre a teia trófica. Assim, como as duas principais espécies chave são predadores de topo, a teia trófica da Lagoa de Extremoz parece estar sobre o controle “top-down”.

A Figura 6 ilustra as simulações efetuadas sobre a espécie-chave (*Hoplias malabaricus*) e sobre o predador de topo (*Cichla kelberi*). Quando o esforço de pesca é aumentado para ambas, em 6 anos, observa-se um pequeno decréscimo em seus valores de biomassa relativa (15%), e um acréscimo de 15 a 30% para outras espécies de peixes, com exceção de *Serrasalmus orientale*, que sofre um decréscimo de 10% (Fig.6a).

No momento em que somente o tucunaré sofre 100% de aumento, *Hoplias malabaricus* e *Serrasalmus orientale* recebem acréscimos de 30% e 65%, respectivamente. As demais espécies de peixes sofrem decréscimo (Fig.6b). Quando o mesmo efeito é aplicado somente sobre a traíra, o acréscimo para *Crenicichla menezesi* é de 100%, enquanto para *Leporinus piau* e *Metynnis maculatus* apresentam aumento de 1,7%. *Cichla kelberi* não sofre efeitos relevantes (Fig.6c).

Quando submetemos a espécie exótica *Cichla kelberi*, o tucunaré, a um aumento de pesca de 200%, este táxon sofreu 10% de queda de biomassa relativa em 6 anos. As demais espécies de peixes apresentaram decréscimo maior (15 e 30%), com exceção de *Hoplias malabaricus* e

*Serrasalmus orientale*, que apresentaram acréscimos em seus valores de 200% e 300%, respectivamente (Fig.6.d).

## **Discussão**

Diversos estudos relatam que a introdução de peixes exóticos piscívoros em ambientes inadequados costuma provocar eventos de extinção de táxons nativos (Pelicice e Agostinho, 2009; Simberloff, 2010; Richardson, 2011; Lowry, 2013; Castaldelli, 2013). Estas ocorrências geralmente acontecem em casos onde estas espécies se tornam predadoras de topo. No habitat para o qual foi transferido (por interesse comercial), o modelo gerado pelo Ecopath mostra a forte influência do tucunaré sobre a teia trófica da Lagoa de Extremoz, ao estabelecer este táxon como predador de topo. Os níveis tróficos determinados pelo Ecopath indicam que, dois predadores de topo perfazem papéis muito similares na lagoa, sendo um deles exótico.

A espécie nativa *H. malabaricus* funciona amortecendo os sérios efeitos proporcionados pela introdução inadequada de *C. kelberi*. A cadeia de detritos propaga a maior parte da energia irradiada para o resto dos compartimentos. Os camarões são responsáveis pelo maior número de transferências desta matéria e funcionam como distribuidores eficientes nesta teia, equilibrando-a, pois servem de alimento para outros peixes (*Metynnis maculatus*, *Leporinus piau*, *Serrasalmus orientale* e *Crenicichla menezesi*), que parecem ser incapazes de competir congruentemente com *Cichla kelberi* e *Hoplias malabaricus*, predadores oportunistas.

A pressão exercida pelo tucunaré não foi o suficiente, até então, para levar alguns táxons a extinção, porém, parece influenciar no controle do crescimento dos demais componentes da comunidade de peixes. O fato de a produção primária e o papel dos detritos terem sido indicados pelo modelo como sustentadores de base pode ser uma explicação plausível para a permanência de outras espécies de peixes na Lagoa de Extremoz, mesmo que elas apresentem biomassa menor quando comparada a dos predadores de topo e hábito não oportunista.

Os resultados mostram similaridades com outros trabalhos (Pelicice e Agostinho, 2008; Castaldelli, 2013) no que diz respeito à expansão que estas espécies exóticas podem atingir na região neotropical. O registro em valores altos de abundância (predominância de 85%) para *Cichla kelberi* e a baixa riqueza encontrada na lagoa indicam que esta tendência provavelmente deve permanecer. Em longo prazo, este padrão pode levar a comunidade

ictiofaunística nativa ao colapso, como no caso do bagre de Wels (Castaldelli, 2013), reportado primeiramente no curso médio da bacia do Po em 1972, e atualmente dominante.

Programas para erradicação de predadores exóticos e espécies invasoras foram recentemente colocadas em prática com sucesso em águas fechadas, como em lagos e lagoas (Britton, 2008; Tsunoda, 2010). Esta solução parece não ser prudente no caso da Lagoa de Extremoz, pois segundo as simulações obtidas, não houveram mudanças relevantes nas biomassas relativas de táxons quando o tucunaré foi submetido à simulações de sobrepesca.

### **Agradecimentos**

Agradecemos à bolsa de estudos financiada pelo programa governamental REUNI, ao Cnpq pelo financiamento do projeto (proc.:476347/2010-6). Agradecemos à Universidade Federal do Rio Grande do Norte, e ao Programa de pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela estrutura disponibilizada.

### **Referências Bibliográficas**

Achá, D.C., Fontúrbel, F.R. 2003. La diversidad de una comunidad, ¿está controlada por top-down, bottom-up o una combinación de estos? La revista, 13, 1-15.

American public health association (APHA). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 18. editora APHA, Washington, 1268, 1992.

Angelini, R.; Angelo, A.A.; Gomes, L.C. 2006. Modeling energy flow in a large Neotropical reservoir: a tool to evaluate fishing and stability. Neotropical Ichthyology, 4, 2, 253-260.

Angelini, R.; Aloísio, R.; Carvalho, A.R. 2010. Mixed food web control and stability in a Cerrado river (Brazil). Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 5, 3, 421-431.

ATP (Assessoria Técnica e de Planejamento). 2006. Plano Diretor de Resíduos Sólidos do Pólo de Turismo Costa das Dunas: Produto 1.1 – Diagnóstico dos Resíduos Sólidos. Secretaria do Estado do Rio Grande do Norte de Educação e Cultura, Natal.

- Balée, W. Biodiversidade e os Índios Amazônicos. 1994. In: Amazônia, Etnologia e História Indígena. (E.V Castro & M.C. Cunha org.) NHII /FAPESP, 383-393.
- Berlin, B. 1992. Ethnobiological classification: principles of categorizations of plants and animals in traditional societies. Princeton University Press.
- Bóhlke, J .E. 1976. Status and need for South American freshwater fish studies. Appendix IV, p.I -38.In: E. A. Lachner et ai. (Eds). A national plan for ichthyology. A report to the American Society of Ichthyologists and Herpetologists. Washington, ASIH Advisory Committee, 90p.
- Bottrell, H.H.; Duncan, A.; Gliwicz, M.Z.; Grygierek, A.; Herzig, A.;Hillbricht-Ilkowska, A.; Kurasawa, H.; Larsson, P.; Weglenska, T. 1976. A review of some problems in zooplankton studies. Norwegian Journal of Zoology, 24, 419-456.
- Britton, J.R; Brazier, M; Davies, G.D; Chare, S.I. 2008. Case studies on eradicating the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* from fishing lakes in England to prevent their riverine dispersal. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 18, 6, 867-876.
- Christensen, Villy; Walters, C. J.; Pauly, D. 2005. Ecopath with Ecosim: A User's Guide. Fisheries Centre of University of British Columbia, Canada, 154p.
- Dumont, H.J.; Van De Velde, I.; Dumont S. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia, 19, 75-97.
- Gubiani, E.A.; Gomes, L.C.; Agostinho, A.A.; Baumgartner, G. 2010. Variations in fish assemblages in a tributary of the upper Paraná River, Brazil: a comparison between pre and post-closure phases of dams. Rivers Research and Applications, 26, 848-865.
- Malley, D.F.; Lawrence, S.G.; Maciver, M.A.; Findlay, W.J. 1989. Range of variation in estimates of dry weight for planktonic Crustacea and Rotifera from temperate North American Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989.
- Marques, J.G.W. 1991. Aspectos ecológicos na etnoictiologia dos pescadores do complexo estuarino-lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

- Mccune, B.; Mefford, M.J. Pc-Ord. 2011. Multivariate analysis of ecological data. Version 484 6.0. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software.
- Mourão, J.S; Nordi, N. 2002. Comparação entre as taxonomias folk e científica para peixes do estuário do Rio Mamanguape, Paraíba, Brasil. *Interciência*, 27, 664-668.
- Montenegro, S.C.S. 2002. A conexão Homem /Camarão (*Macrobrachium carcinuse* M. *acanthurus*) no Baixo São Francisco Alagoano: uma abordagem etnoecológica. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos.
- Hillebrand, H.; Dürselen, C.D.; Kirschtel, D.; Pollinger, U.; Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, 35, 403-424.
- Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B.; Rubel, F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 259-263,.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23, 399-418.
- Pappas, J.L.; Stoermer, E.F. 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal Phycology*, 32, 693-696.
- Polovina, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. Part I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral reefs*, 3, 1-11.
- Ruttner-Kolisko, A. 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 8, 71-76.
- Schiemer, F. J.; Amarasinghe, J.; Frouzova, B.; Sricharoendham, E. I. L. 2001. Ecosystem structure and dynamics – A management basis for Asian reservoirs and lakes..In: De Silva, S. S. (Ed.) *Reservoir and Culture-based Fisheries: Biology and Management*. Canberra, 215-226.
- Souto, F. J. B. 2007. Uma abordagem etnoecológica da pesca do caranguejo, *Ucidescordatus*, Linnaeus, 1763 (Decapoda: Brachyura), no manguezal do Distrito de Acupe (Santo Amaro-BA). *Biotemas*. 20, 1, 69-80.

Suárez, Y.R.; Petrere, Jr. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5, 1, 61-68.

Odum, E. P. 1969. The Strategy of ecosystem development. *Science*, 104, 262-270.

Overall, W.L.; Posey, D.A. 1996. Práticas agrárias dos índios Kayapó do Pará: subsídios para o desenvolvimento da Amazônia. In: Uma estratégia Latino-Americana para a Amazônia. (C. Pavan & M.C. Araújo, eds.). Memorial. São Paulo.

Tsunoda H, Mitsuo Y, Ohira M, Doi M, Senga Y. 2010. Change of fish fauna in ponds after eradication of invasive piscivorous largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in north-eastern Japan. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20, 710–716.

Uhelinger, Verena. 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Archival Science*, 17, 121-123.

Ulanowicz, R. E. 1986. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer Verlag. NY. 190p.

Utermöhl, H. 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton - methodik. *Mitteilungen der international Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9, 1-38.

Villanueva, M. C.; Laléye, P.; Albaret, J.J.; Laë, R.; Tito De Morais, L.; Moreau, J. 2006. Comparative analysis of trophic structure and interactions of two tropical lagoons. *Ecological Modelling*, 197, 1-17.

**Tabela 1:** Valores de entrada e saída (em parênteses) para os parâmetros básicos do Ecopath da Lagoa de Extremoz. (NC – número de caminhos; NT; nível trófico estimado; B - biomassa; PB - produção/biomassa; QB - consumo/biomassa; EE – eficiência ecotrófica).

Compartimento biológico	NT	B (t/km <sup>2</sup> )	PB (/ano)	QB (/ano)	EE	NC
Fitoplâncton	1,00	2,97	250,00	-	0,13	-
Cladóceros	2,00	0,07	25,00	150,00	0,00	2,00
Copépodos	2,00	0,83	35,00	150,00	0,00	2,00
Macrófitas	1,00	(10,08)	4,00	-	0,70	-
Insetos	2,00	(0,41)	25,00	250,00	0,70	2,00
Camarão	2,00	(7,34)	8,00	80,00	0,91	1,00
<i>Cichla</i>	3,37	1,86	1,50	8,54	0,85	17,00
<i>Hoplias</i>	3,15	(1,97)	0,90	5,67	0,99	12,00
<i>Crenicichla</i>	2,95	(0,90)	1,30	7,75	0,95	2,00
<i>Leporinus</i>	2,50	(1,11)	1,59	5,74	0,95	3,00
<i>Metynnis</i>	2,50	(1,19)	1,48	37,45	0,95	3,00
<i>Serrasalmus</i>	3,00	(1,28)	1,30	10,48	0,95	1,00
Detritos	1,00	-	-	-	(0,78)	-

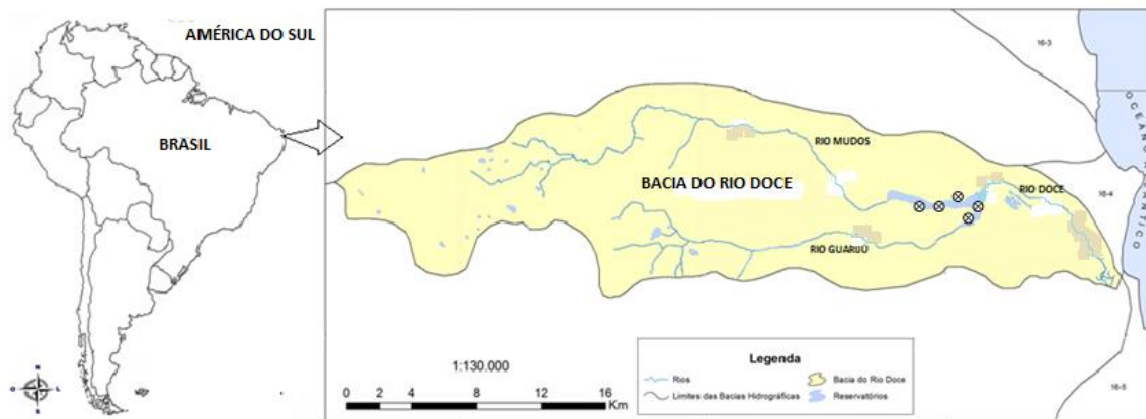


**Tabela 2:** Composição básica da dieta dos indivíduos capturados:

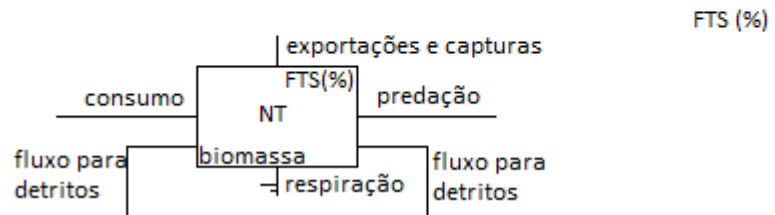
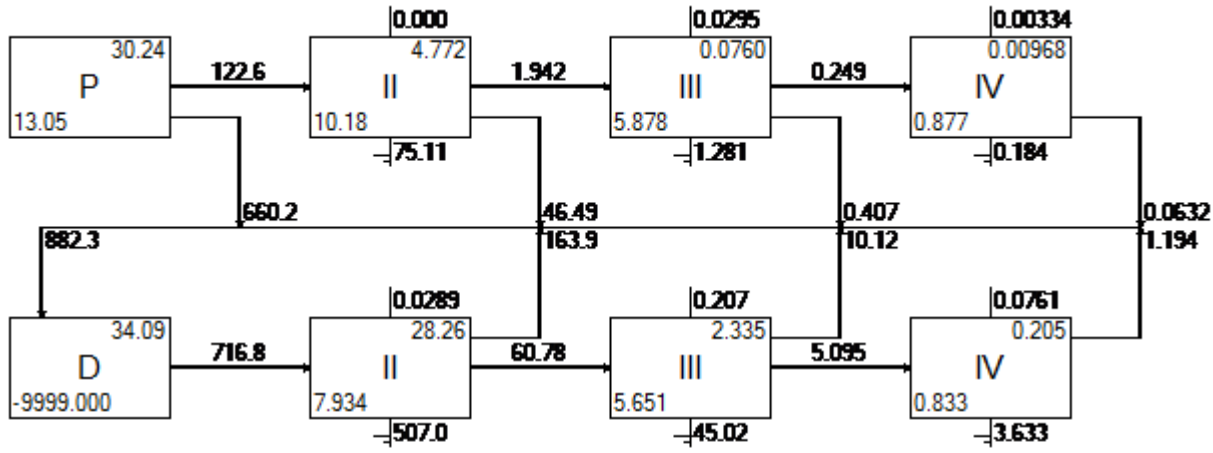
	Presa \ predador	2	3	5	6	7	8	9	10	11	12
1	Fitoplâncton	0,7	0,7								
2	Cladóceros										
3	Copépodos										
4	Macrófitas			0,05					0,45	0,45	
5	Insetos					0,25	0,3				
6	Camarão					0,35	0,2	0,95	0,5	0,5	1
7	<i>Cichla kelberi</i>					0,15					
8	<i>Hoplias malabaricus</i>					0,1					
9	<i>Crenicichla menezesi</i>					0	0,1				
10	<i>Leporinus piau</i>					0	0,15				
11	<i>Metynnis</i>					0	0,15				
12	<i>Serrasalmus orientale</i>					0,1	0				
13	Detritos	0,3	0,3	0,8	1	0,05	0,1	0,05	0,05	0,05	
14	Importação			0,15							
15	Total	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

**Tabela 3:** Eficiência de transferência entre os níveis tróficos componentes do modelo gerado pelo Ecopath.

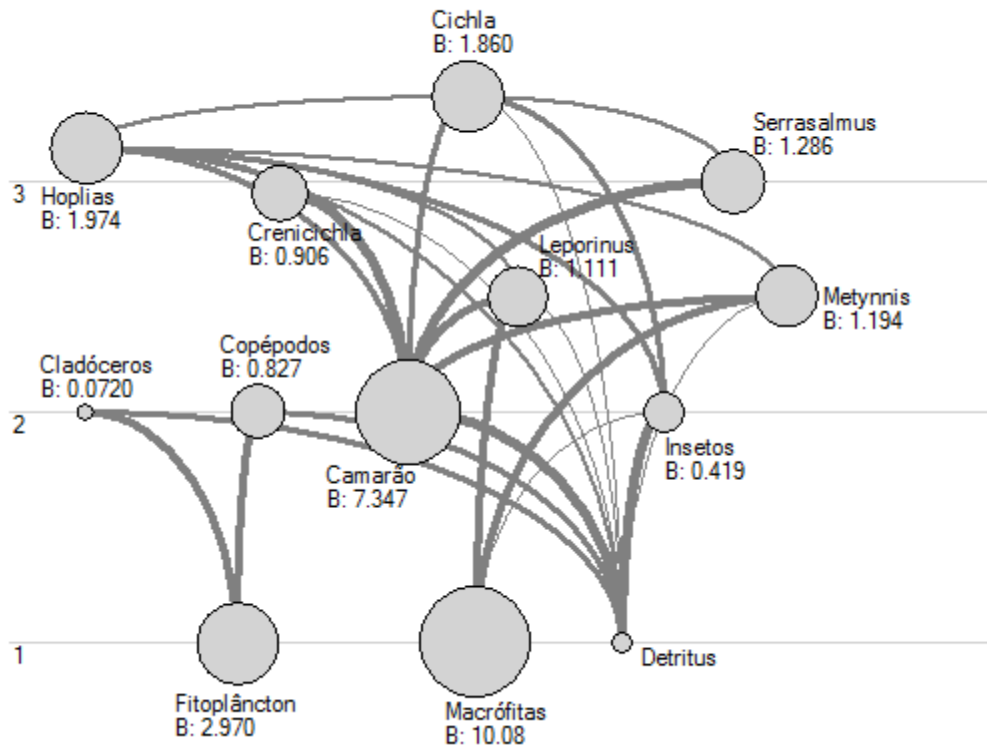
Fonte \ Nível trófico	II	III	IV	V
Produtor	1.6	14.2		
Detritos	8.3	8.8		1.3
Todas as correntes	7.3	8.9	8.8	1.3
Proporção do fluxo total proveniente dos detritos: 0,65				
Eficiência de transferência total: 8.3%				



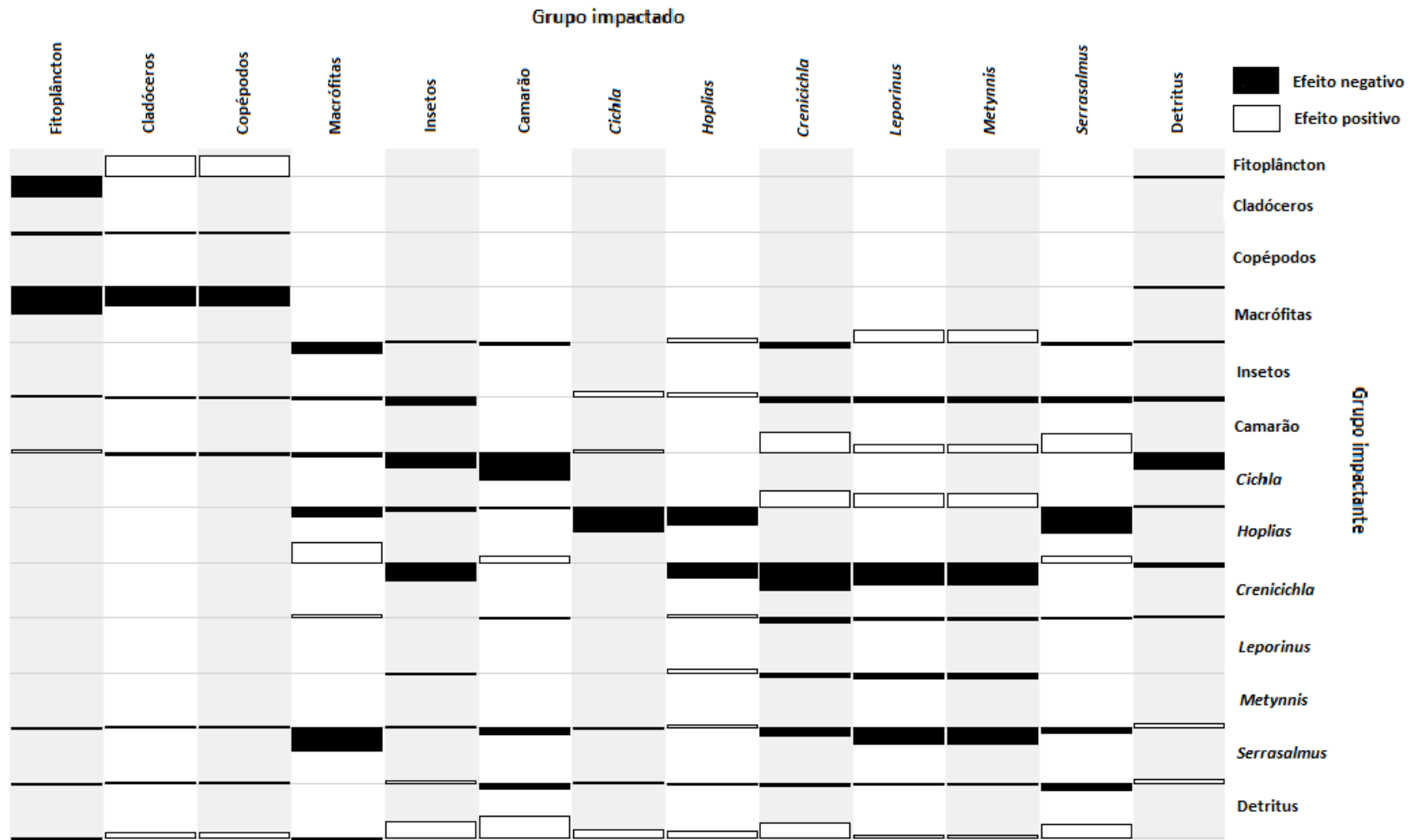
**Figura 1:** Localização geográfica da Bacia Hidrográfica do Rio Doce, demonstrando a área deste estudo e a conexão da Lagoa de Extremoz com Oceano Atlântico, através do Rio Doce. As circunferências em preto representam os pontos amostrados. Os pares de segmento de reta representam pontes no decorrer do fluxo dos rios.



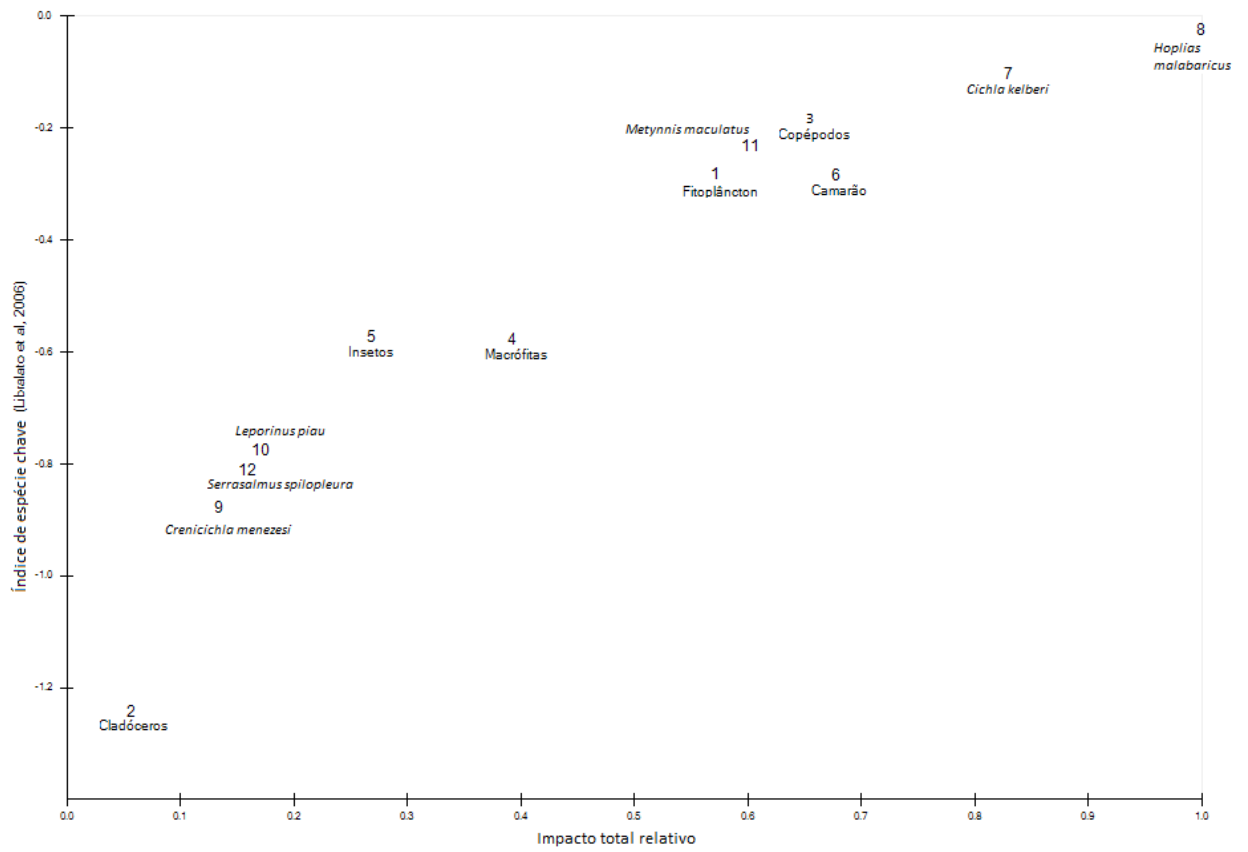
**Figura 2:** Lindeman Spine ilustrando as duas cadeias tróficas lineares componentes do sistema, de acordo com o modelo gerado pelo Ecopath.



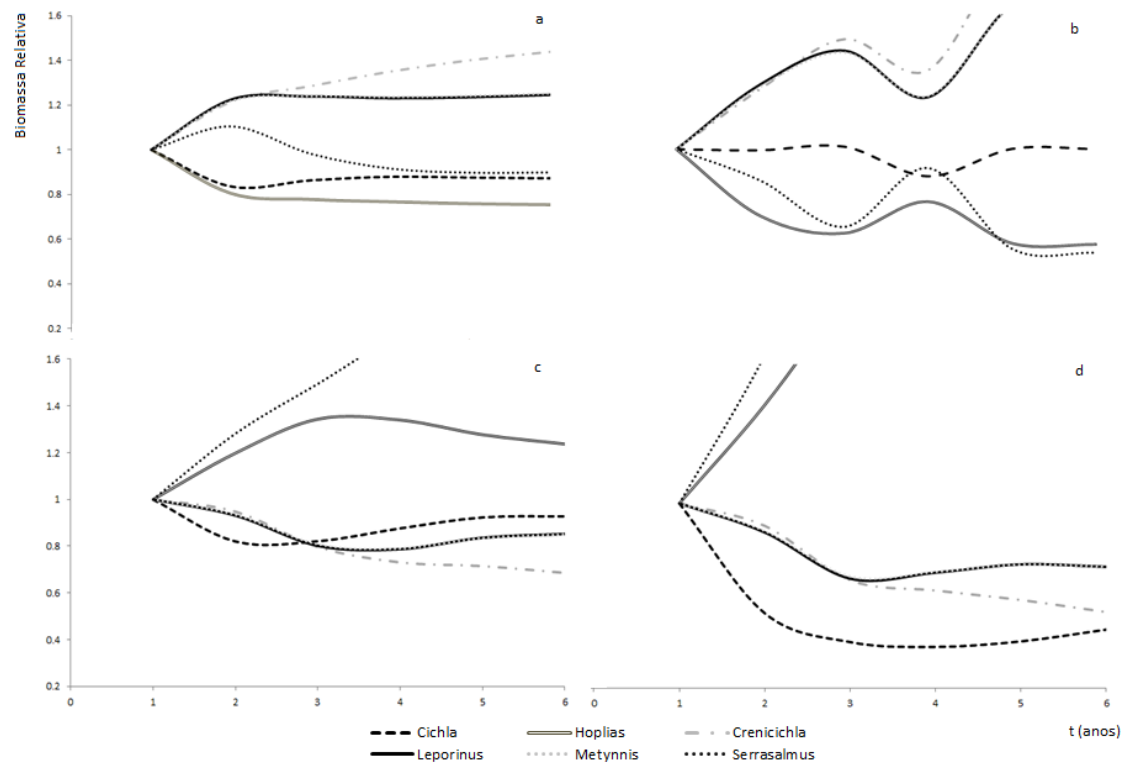
**Figura 3:** Diagrama de fluxo gerado através do Ecopath .



**Figura 4:** Matriz de impacto trófico misto para o modelo ecotrófico gerado pelo Ecopath.



**Figura 5:** Relação entre o Índice de espécie chave e o impacto total relativo de cada compartimento.



**Figura 6:** Simulações efetuadas no Ecopath a) Aumentando 100% a pesca de *Hoplias malabaricus* e *Cichla kelberi*. b) Aumentando 100% a pesca sobre *Hoplias malabaricus*. c) Aumentando 100% a pesca sobre *Cichla kelberi*. d) Aumentando 200% a pesca de *Cichla kelberi*.



## CONCLUSÕES GERAIS

As causas que levaram a comunidade de peixes da Lagoa de Extremoz, utilizada antigamente como fonte de recursos para a pesca, estão atreladas a alterações de origem antrópica. Estas informações cedidas pelos informantes provavelmente seriam perdidas devido ao fato de que a comunidade de pesca encontra-se completamente desarticulada.

A investigação do conhecimento ecológico local dos pescadores mostrou que há uma relação entre dois eventos que ocorreram no passado e que podem ter influenciado na estrutura da teia trófica da Lagoa de Extremoz: a construção de pontes com manilhas que quebra a conectividade da lagoa com o mar e a introdução do tucunaré, ambas mudanças são resultantes de procedimentos antrópicos inadequados às necessidades que a ictiofauna requer para a manutenção de sua estabilidade.

De forma a preservar os processos migratórios ali presentes, seria necessário um conjunto de medidas de restauração ambiental relacionadas a diversos fatores que influenciaram para que a pesca tenha se desestabilizado. O replanejamento da disposição das manilhas que estão inseridas sob as pontes provavelmente poderia reatar a ligação que existe entre a Lagoa de Extremoz e o Oceano Atlântico.

O modelo ecotrófico gerado pelo Ecopath apresentou relação com respostas levantadas por meio do estudo etnoictiológico. Entre elas, a identificação de *Cichla kelberi* como predador de topo, feita pelos pescadores, foi similarmente indicada pelo modelo. Simulações não evidenciaram soluções viáveis para equilibrar o desenvolvimento da teia trófica através da sobrepesca de tucunaré. A inexistência de gerenciamento em relação a estas transferências de espécies provenientes de habitats diferentes para outros locais sem estudo prévio colabora, juntamente com a inadequação das obras cívicas para que padrões de declínio de riqueza sigam ocorrendo temporalmente.