



**XXIV SNPTEE
SEMINÁRIO NACIONAL DE PRODUÇÃO E
TRANSMISSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA**

CB/GIA/03

22 a 25 de outubro de 2017
Curitiba - PR

GRUPO - XI

GRUPO DE ESTUDO DE IMPACTOS AMBIENTAIS – GIA

**MONITORAMENTOS DE PEIXES NOS REVELAM FATORES QUE ESTRUTURAM A COMUNIDADE EM
RESERVATÓRIOS?**

**Raquel Coelho Loures Fontes (*)
CEMIG GT**

**Paulo dos Santos Pompeu
UFLA**

RESUMO

Alterações na estrutura do ecossistema aquático e até extinção local de algumas espécies de peixe são fenômenos inerentes a qualquer represamento e são alvo de diferentes programas de monitoramento. Por isso, este estudo buscou analisar séries temporais de monitoramento de peixes em reservatórios em cascata, visando compreender variações num gradiente longitudinal, o que permitiu o entendimento e melhor interpretação de dados das assembleias de peixes, numa escala espacial de bacia. Assim, este estudo apresenta a potencialidade da integração de estudos em escala de bacia, suas vantagens e desvantagens para gestão dos programas de monitoramento de peixes, e recomenda sua continuidade em longo prazo.

PALAVRAS-CHAVE: cascata de reservatórios, ictiofauna, rio Araguari, hidrelétrica, manejo

1.0 - INTRODUÇÃO

Monitoramento é a medição sistemática de variáveis e processos ecológicos ao longo do tempo, conduzida para um propósito específico, que avalia o grau de conformidade das condições encontradas com um padrão pré-determinado (SPELLERBERG, 2005; HELLAWELL, 1991). Em 1991, Hellawell já observava o uso indiscriminado do termo “monitoramento”, que ainda vem sendo empregado nos dias de hoje, para as mais diversas atividades, como levantamento detalhado das condições ambientais, o estado das populações e comunidades no ambiente e séries de amostragens para se obter uma ideia da área de interesse. Em geral, estas atividades devem preceder o monitoramento que deve ter sua estratégia bem delineada para que os resultados sejam eficazes. A realização de monitoramento atende geralmente, aos propósitos de: avaliar a eficácia de uma medida de manejo (ex: peixamento, pesca controlada, fiscalização, mecanismo de transposição), identificar situações de uso incorreto da bacia hidrográfica ou da exploração de recursos naturais (ex: desmatamento, depleção de estoque pesqueiro), detectar alterações incipientes, intrínsecas ou estocáticas no ambiente e ainda aquelas resultante de atividade antropogênica (ex: alterações climáticas, poluição, agricultura) (HELLAWELL, 1991; AGOSTINHO, 1994).

No passado vários projetos de monitoramento falharam no estabelecimento de objetivos claros, incorrendo a altos custos e baixos benefícios tangíveis. Com isso, o monitoramento passou a ter uma baixa reputação (HELLAWELL, 1991; AGOSTINHO, 1994). Apesar de muitos entenderem que o monitoramento é essencial, ao mesmo tempo não era considerado uma atividade científica e, com isso, os trabalhos não levavam a uma grande lista de publicações acadêmicas de qualidade, tampouco honrosas (HOLDGATE, 2005; HELLAWELL, 1991). Atualmente, entretanto, com o aumento da consciência ecológica e políticas públicas como a Convenção da Diversidade Biológica de 1992, o monitoramento ecológico ganhou novas dimensões e sua prática vem aumentando. No seu Artigo 7º, este documento chama a atenção para identificação e monitoramento de ecossistemas, habitats, espécies, comunidades, genomas e genes.

No Brasil, a Política Nacional de Meio Ambiente, Lei nº 6.938/1981, e a Resolução Conama nº 001/1986 (avaliação de impacto ambiental) e a Resolução Conama 237/1997 (sistema de licenciamento ambiental), deram uma nova dimensão ao monitoramento de impactos ambientais causados por atividades utilizadoras de recursos ambientais,

(*) Av.Barbacena, 1200 – 13º andar - Ala B1 - Santo Agostinho – CEP 30190-131 – Belo Horizonte – MG - Brasil
Tel.: (+55 31)3506-4533 – Email: raquel.fontes@cemig.com.br

ou capazes de causar degradação ambiental. Estes instrumentos tornaram obrigatórios os inventários e estudos que além de dimensionar os impactos, devem subsidiar medidas mitigadoras (manejo) e monitorar as alterações decorrentes destas atividades. Como consequência, o represamento de rios para construção de hidrelétricas levou a um avanço no conhecimento da ictiofauna de águas continentais brasileiras.

Monitoramento é crucial para manejo das populações de peixes, e a necessidade por dados de longo-prazo é amplamente reconhecida (THOMAS, 1999). Empresas do setor elétrico em geral são criticadas por sua vasta coleção de dados provenientes de monitoramentos que são arquivados para uso futuro e não divulgados. Melhorias substanciais nas técnicas de monitoramento e nas ações de manejo poderiam ser obtidas com a análise e discussão dos dados acumulados pelo Setor durante as últimas décadas (AGOSTINHO et al., 2007).

Alterações na estrutura do ecossistema aquático e até extinção local de algumas espécies de peixe são fenômenos inerentes a qualquer represamento e são alvo de diferentes programas de monitoramento e diversos estudos ao longo do tempo (AGOSTINHO et al., 2007). Estudos em longo-prazo das assembleias de peixes nos reservatórios são de extrema importância para avaliar as alterações espaciais e temporais, que possam, eventualmente, subsidiar medidas para conservação e manejo nestes ambientes. Uma vez que características morfológicas, físico-químicas e biológicas variam entre os reservatórios, pode-se esperar que um reservatório seja afetado e afete o reservatório adjacente em uma cascata ao longo do rio (PETESSE; PETRERE, 2012; PETESSE; PETRERE; AGOSTINHO, 2014). Isso torna análises em escalas de bacia mais relevantes para verificar fatores que possam determinar a estrutura das assembleias de peixes em um gradiente longitudinal em decorrência do impacto do represamento (VANNOTE et al. 1980; STANFORD; WARD 2001; MIRANDA et al., 2008). No entanto, dificilmente estas avaliações são feitas, pois dependem da comunicação entre os gestores de cada um dos empreendimentos, de sua realização em longo prazo, e estes dados nem sempre estão disponíveis ou foram coletados com um mínimo de padronização. Assim, com o intuito de entender quais os principais fatores estruturadores da fauna de peixes de reservatórios em cascata, a partir de dados de monitoramento, foram avaliadas quatro usinas sequenciais no rio Araguari, alto rio Paraná, em Minas Gerais, as UHEs Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I e Amador Aguiar II (sequência de montante para jusante), incluindo ainda o braço do reservatório da UHE Itumbiara (rio Paranaíba) no rio Araguari.

2.0 - MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo constitui uma série de quatro usinas em cascata no rio Araguari, afluente do rio Paranaíba, que integra a Bacia Transnacional do Rio Paraná. Com área de 22.091 Km², a bacia do rio Araguari localiza-se na região oeste do estado de Minas Gerais e se dividi em 20 municípios. O rio percorre 475 km desde sua nascente no Parque Nacional da Serra da Canastra, município de São Roque de Minas a 1.180m de altitude, até a foz na divisa dos municípios de Araguari e Tupacigura, a 510m de altitude (FARIA & JORDÃO, 2012). Seus principais afluentes são o rio Quebra-anzol pela margem direita e o rio Uberabinha, pela margem esquerda. Grande parte da bacia hidrográfica do Rio Araguari apresenta vegetação do tipo cerrado (LIMA et al., 2004), mas as características do uso e ocupação do solo, fazem com que essa vegetação seja pouco representativa, pois 60,5% da área rural é destinada à pastagens, 24,1% à lavouras e culturas e somente 7,8% é reconhecida com área de preservação ambiental, sendo que o restante ou não é utilizada ou é inaproveitável (BARBOSA et al., 2012). Assim, a economia na região se baseia nos setores agropecuário, industrial e de serviços, com enorme potencial hidrelétrico (ABDALLA, 2012).

O rio Araguari ao longo de seu curso apresenta diversos empreendimentos hidrelétricos em cascata. De montante para jusante encontram-se as Pequenas Centrais Hidrelétricas Cachoeira dos Macacos e Pai Joaquim, e na sequência as Usinas Hidrelétricas (UHEs) foco deste estudo, Nova Ponte, Miranda, Amador Aguiar I e Amador Aguiar II (Tabela 1). A jusante da UHE Amador Aguiar II é observada influência do remanso de um braço do reservatório da UHE Itumbiara, que está localizada no rio Paranaíba (LANGEANI; RÉGO, 2014). Cabe mencionar um aspecto sobre a UHE Amador Aguiar I: seu arranjo é diferente do usual, com distanciamento entre a estrutura da barragem e a casa de força, gerando um trecho de vazão reduzida de cerca de 9 km a jusante. Nas demais usinas a casa de força fica próxima ao vertedouro (CACHAPUZ, 2006).

TABELA 1 – Características técnicas das usinas hidrelétricas da cascata do rio Araguari foco deste estudo.

Usina Hidrelétrica	Localização	Capacidade instalada (MW)	Início da operação	Área de drenagem (km ²)	Reservatório			Barragem	
					Área (km ²)	Perímetro (km)	Cota operação normal	Comprimento (m)	Altura (m)
Nova Ponte	Nova Ponte (MG)	510	1994	15338	449.24	2234.16	815	1620	142
Miranda	Indianópolis (MG)	408	1998	17300	51.86	255.9	696	1050	79
Amador Aguiar I	Araguari e Uberlândia (MG)	240	2006	18342	18.66	111	624	660	55

Amador Aguiar II	Araguari e Uberlândia (MG)	210	2006	19152	45.11	316	565	980	57
Itumbiara	Itumbiara (GO) e Araporã (MG)	2082	1980		778		520	106	

2.2 Dados de monitoramento

Foram compilados os dados de monitoramento de 380 coletas distribuídas ao longo de 23 anos, 1993 a 2015, em 15 pontos amostrais ao longo do rio Araguari. O número de coletas dos monitoramentos variou entre empreendimentos, principalmente devido ao fato de que, em geral, o monitoramento é iniciado somente após a entrada da usina em operação. Os dados levantados nos monitoramentos foram essencialmente relacionados à ictiologia básica, como a composição de espécies, abundância, estrutura em comprimento, reprodução e alimentação, sendo esses dois últimos mais escassos. Esses dados foram padronizados quanto às suas métricas e procedeu-se correção ortográfica e atualização taxonômica quando necessário. Os pontos de coleta também foram analisados e padronizados baseado nas coordenadas geográficas. Estes dados irão compor um banco de dados do Programa Peixe Vivo da Cemig e também serão alvo de mais análises em projeto de doutorado da primeira autora.

Para este estudo, foram analisadas 111 amostragens desse conjunto de dados, ao longo de 23 anos. Uma vez que o objetivo deste trabalho foi avaliar as assembleias de peixes nas áreas do reservatório, considerou-se nas análises somente os pontos de reservatório localizados mais próximo às barragens, totalizando cinco que foram nomeados em ordem crescente seguindo o gradiente montante-jusante (Tabela 2, Figura 1). Foram utilizados os dados de composição e abundância de espécies de peixes, coletadas com redes de emalhar, de malha variando de 3 a 16 mm entre nós opostos. As redes eram colocadas ao entardecer e retiradas na manhã seguinte, permanecendo expostas aproximadamente 15 horas. O esforço de captura variou entre as amostragens, mas a abundância das espécies foi padronizada considerando o cálculo de captura por unidade de esforço – CPUE, segundo a fórmula:

$$CPUE = \sum_{i=1}^3 \left(100 \times \frac{N_i}{EP_i} \right)$$

onde:

N_i = número de peixes capturados na rede malha i (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 12, 14 e 16 cm);

EP_i = esforço de pesca (em 100 m²) da bateria de rede de i .

TABELA 2 – Pontos de amostragem do monitoramento de peixes na cascata de usinas da bacia do rio Araguari.

Usina hidrelétrica	Ponto amostral	Ambiente	Descrição	Latitude	Longitude
Nova Ponte	AR30	Lêntico	Reservatório de Nova Ponte no rio Araguari, mais próximo a barragem da usina	19°07'28.6"S	47°39'14.3"O
Miranda	AR70	Lêntico	Reservatório de Miranda no rio Araguari, mais próximo a barragem da usina	18°53'59.6"S	48°01'26.2"O
Amador Aguiar I	AR90	Lêntico	Reservatório de Amador Aguiar I no rio Araguari	18°48'22"S	S 48° 08' 0" W
Amador Aguiar II	AR120	Lêntico	Reservatório de Amador Aguiar II no rio Araguari	18°39'46.71"S	48°25'30.84"O
Itumbiara	AR150	Lêntico	Braço do reservatório de Itumbiara no rio Araguari	18°28'51.20"S	48°36'23.21"O

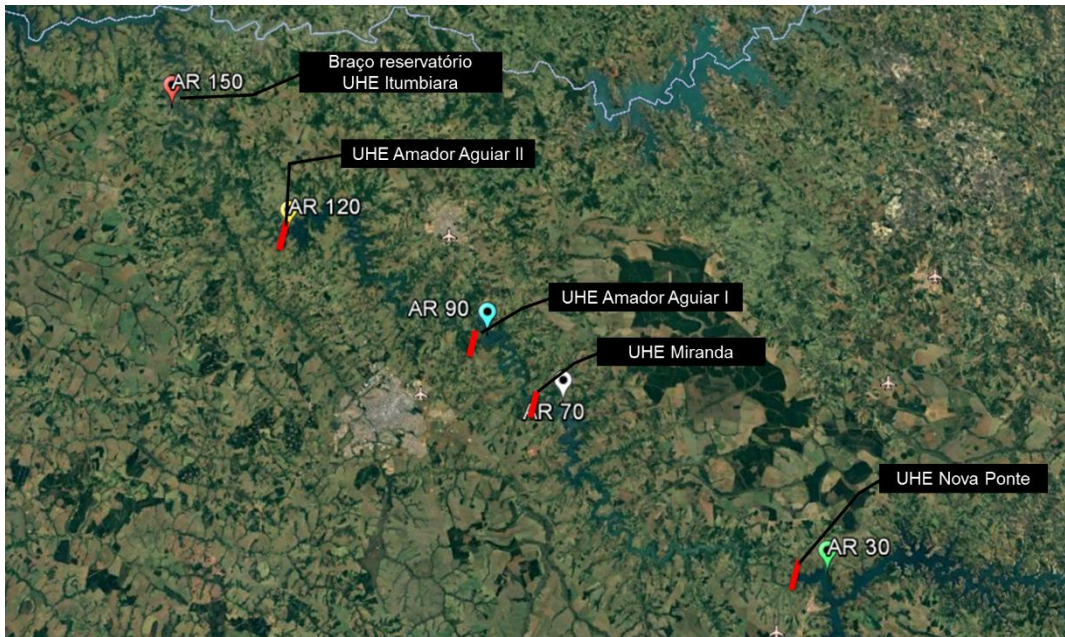


FIGURA 1 – Distribuição espacial dos pontos de amostragem nos reservatórios na cascata de usinas no rio Araguari.

2.3 Análise de dados

A cascata de reservatórios do rio Araguari foi analisada para testar a hipótese de que estes apresentariam gradiente longitudinal da assembleia de peixes e para verificar modelos que possam explicar esse possível gradiente. Para isso, a ordenação das assembleias de peixes dos reservatórios foi avaliada através do escalonamento multidimensional não métrico – nMDS, utilizando o índice de Bray-Curtis (que além da composição, também considera a abundância de cada espécie). Foi realizada uma análise de similaridade – ANOSIM a fim de verificar diferenças significativas do resultado da ordenação e dissimilaridade entre os reservatórios, sendo que a contribuição de cada espécie para a dissimilaridade observada foi avaliada através do teste de SIMPER.

Foi realizada uma análise de regressão simples entre os valores de similaridade dos pontos de reservatório, dado pela estatística R do ANOSIM par a par (quanto mais próximo de 1 mais dissimilar o par), e a distância linear entre esses pontos, calculada com base nas coordenadas geográficas (x, y) em UTM, através da equação derivada do Teorema de Pitágoras:

$$Distância = \sqrt{(x_A - x_B)^2 + (y_A - y_B)^2}$$

Foram gerados modelos lineares baseados em distância – distLM (*distance-based linear models*), para identificar fatores que possam determinar a composição das assembleias de peixes, após o fechamento de reservatórios em cascata. Como variáveis explicativas foram consideradas a idade do reservatório (tempo entre o fechamento do reservatório para enchimento e o ano da coleta), a sua posição na cascata e a abundância de espécies exóticas piscívoras e não piscívoras.

Todas as análises foram executadas no software Primer 6.1.13 (ANDERSON et al., 2008), e Statistica 9.0. (STATSOFT, 2007).

3.0 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

De 1993 a 2015 foram registradas 73 espécies de peixes, sendo 59 nativas da bacia e 14 exóticas. Os resultados de ordenação e ANOSIM apontaram diferença significativa ($p < 0,01$; $R = 0,585$) entre as estruturas das comunidades dos cinco reservatórios em cascata no rio Araguari (Figura 2). Observou-se a existência de um gradiente longitudinal de dissimilaridade entre as assembleias de peixes de cada reservatório, sendo que a medida em que a distância entre os reservatórios aumenta, maiores são as diferenças na composição e estrutura da comunidade ($p=0,04$; $r^2=0,427$) (Figura 3; Tabela 3). Padrão semelhante foi observado na cascata de reservatórios do rio Tenesse, EUA, com aumento de riqueza e alteração na composição de espécies nos reservatórios de montante a jusante (MIRANDA; HABRAT; MIYAZONO, 2008). Também já foi observado efeito sinérgico adverso de

representamentos sobre a diversidade ictiofaunística regional em reservatórios dispostos em série nos afluentes do alto rio Paraná (AGOSTINHO et al. 2007).

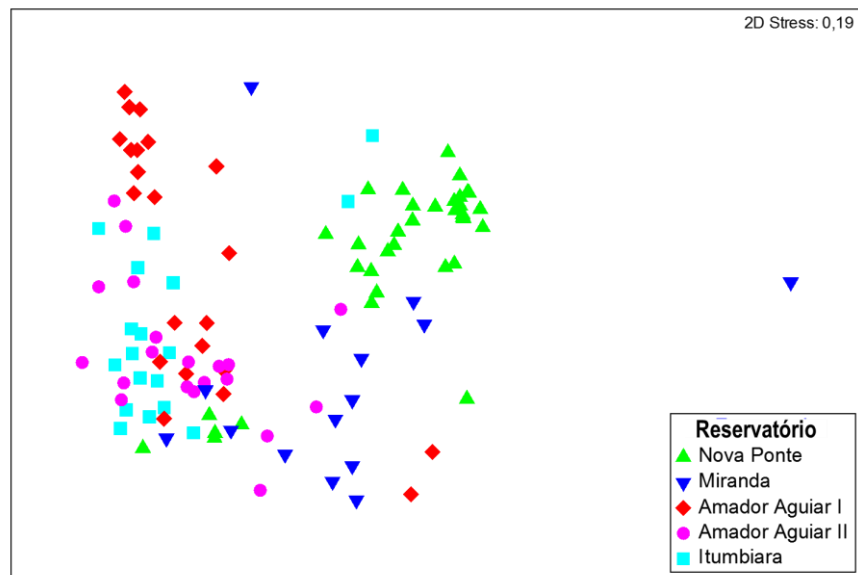


FIGURA 2 – Ordenação das assembleias de peixes dos cinco reservatórios da cascata do rio Araguari, através do escalonamento multidimensional não métrico – nMDS, utilizando o índice de Bray-Curtis, ANOSIM $p < 0,01$; $R = 0,585$.

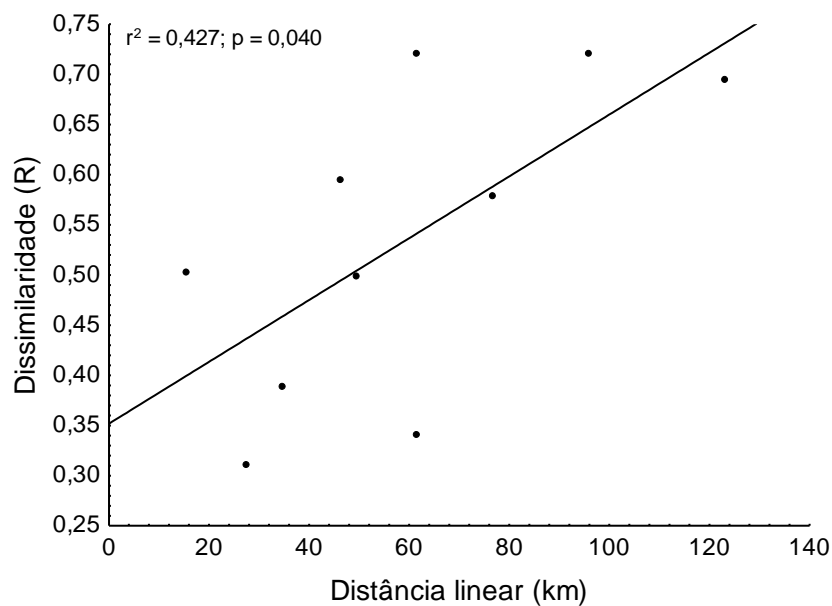


FIGURA 3 – Dissimilaridade entre reservatórios da cascata do rio Araguari, dada pelos valores da estatística R do teste de ANOSIM, em relação a distância linear (km) entre as coordenadas dos pontos de cada um dos reservatórios.

TABELA 3 – Valores da estatística R do teste de ANOSIM, apontando a similaridade entre os reservatórios da cascata do rio Araguari. Os valores variam de -1 a 1 e quanto mais próximo de 1 mais dissimilar são os pares.

Reservatórios	Nova Ponte	Miranda	Amador Aguiar I	Amador Aguiar II
Miranda	0,595			
Amador Aguiar I	0,721	0,503		

Amador Aguiar II	0,721	0,498	0,388	
Itumbiara	0,694	0,578	0,34	0,31

Quando comparado um mesmo reservatório ao longo do tempo (SIMPER), observou-se que a similaridade média de Bray-curtis entre todas as coletas variou de 29,0 a 46,5%, (Tabela 4). De todas as 73 espécies coletadas, 19 são mais comuns nas amostragens e, dessas, somente uma (*Pimelodus maculatus* - mandi), aparece na relação de espécies que contribuem para mais de 90% das capturas em todos os cinco reservatórios avaliados (Tabela 4). O mandi, é uma espécie de médio porte, de até 36,0 cm de comprimento padrão e que está entre as espécies mais importantes na pesca artesanal dos reservatórios da bacia do rio Paraná (SUZUKI et al., 2004; AGOSTINHO et al. 2007). Em um estudo que analisou dados de 11 reservatórios da região do alto rio Paraná os autores observaram ocorrência generalizada de algumas espécies, como mandis (*Pimelodus maculatus* e *Iheringichthys labrosus*), lambaris *Astyanax*, piranhas *Serrasalmus* e traíras *Hoplias* (AGOSTINHO; VAZZOLER; THOMAZ,1995), que também foram comuns nos reservatórios do rio Araguari.

A riqueza de espécies dominantes, aquelas cujas capturas somadas corresponderam a mais de 90% do total, variou de 3 a 7, sendo que Nova Ponte foi o reservatório com menor número de espécies nesta categoria (Tabela 4). Em relação a riqueza total levantada no período de estudo esse resultado mostra que de 7 a 19% das espécies de peixes são responsáveis por mais de 90% de toda a abundância. Em uma análise semelhante realizada para 77 reservatórios no Brasil, Agostinho e colaboradores (2007) verificaram que o número de espécies dominantes (80 a 90 % da abundância total) foi baixo nas assembleias dos reservatórios avaliados, com variação total entre 2 e 22, e média de 6 espécies em cada assembleia. O impacto gerado pelo represamento do rio reflete na composição das assembleias de peixes ao longo do tempo, apresentando mais espécies que tenham menores necessidades específicas para completar o seu ciclo de vida, pois essas conseguem manter populações mais eficientemente e, por isso, tendem a dominar a assembleia de peixes (AGOSTINHO et al., 2007).

TABELA 4 – Contribuição das principais espécies para as capturas totais (SIMPER). Os valores sombreados correspondem às espécies mais dominantes entre as coletas naquele reservatório. * Espécies exóticas.

Espécies	Nova Ponte	Miranda	Amador Aguiar I	Amador Aguiar II	Itumbiara
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>			13,15		
<i>Astyanax altiparanae</i>	77,97	2,84			
<i>Astyanax fasciatus</i>	7,57				
<i>Cichla kelberi</i> *				2,72	
<i>Cichla</i> spp. *					2,7
<i>Hoplias intermedius</i>		4,6		4,76	
<i>Hoplias malabaricus</i>			7,09		
<i>Hypostomus</i> spp.		8,65	9,49	13,42	
<i>Iheringichthys labrosus</i>		53,9			
<i>Leporinus friderici</i>					3,93
<i>Leporinus friderici</i>				2,82	
<i>Metynnis maculatus</i> *			3,64		
<i>Pimelodus maculatus</i>	6,05	17,9	19,4	40,68	56,67
<i>Pinirampus pirinampu</i>					10,97
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>					2,08
<i>Satanoperca pappaterra</i>				18,08	6,6
<i>Schizodon nasutus</i>		2,67		9,05	
<i>Serrasalmus maculatus</i>			31,03		8,71
<i>Trachelyopterus galeatus</i>			7,16		
Riqueza total espécies	45	40	39	37	36
Riqueza espécies dominantes	3	6	7	7	7
Contribuição acumulada dominantes	91,59	90,56	90,96	91,53	91,66
Similaridade média	46,49%	29,00%	32,73%	39,73%	38,97%

O melhor modelo linear baseado em distância – distLM, gerado indicou que o componente biogeográfico (posição na bacia) em conjunto com a abundância de espécies exóticas e a idade do reservatório explicam 31,5% da estrutura das assembleias de peixes nesses reservatórios, sendo que a posição do reservatório, isoladamente,

explica 19,7% (Tabela 5), Espécies exóticas não piscívoras também mostraram ser um importante estruturador nesse modelo, acrescentando 14,8% de explicação. Por fim, a idade do reservatório, também contribui com uma menor porção (3,2%) para a estrutura das assembleias de peixes. A posição do reservatório em cascata também parece como um importante estruturador de condições abióticas e bióticas em vários estudos que consideram a sequência de barramentos (BARBOSA et al., 1999; MIRANDA; DEMBKOWSKI, 2016; MIRANDA; HABRAT; MIYAZONO, 2008). Em um estudo publicado recentemente, várias hipóteses ecológicas foram testadas para verificar fatores que determinariam gradientes de serem ambiente alterados antropogenicamente, o gradiente latitudinal de diversidade se mantém em associação a outros fatores (BAILLY et al., 2016). Esse resultado corrobora o que foi encontrado em nosso modelo, sugerindo que o fator biogeográfico é relevante e deve ser considerado nas análises de diversidade juntamente com o tempo, principalmente quando se compara reservatórios em maiores escalas espaciais, como em diferentes bacias hidrográficas.

Alguns estudos reforçam que espécies piscívoras tendem a ser recorrentes em reservatórios, o que estimula a hipótese de que a predação poderia, em alguns casos, exercer papel decisivo na determinação da riqueza total de espécies, além de exercer controle na biomassa de peixes (AGOSTINHO et al. 2007). Somando essa hipótese à de que espécies exóticas também exercem grande influência assembleias de peixes (RAHEL, 2010), separamos em nosso modelo espécies exóticas com hábito alimentar piscívoro daquelas de outros hábitos, chamadas aqui de “não piscívoras” (ver Tabela 6). Os resultados mostraram que, para os reservatórios estudados, as espécies exóticas não piscívoras são importantes estruturadores das assembleias de peixes enquanto que as piscívoras não parecem ser determinantes. Uma possível explicação a este fato pode estar relacionada às estratégias reprodutivas dessas espécies. As estratégias reprodutivas, em geral, são mais conservativas que as alimentares fazendo com que a pré-adaptação reprodutiva seja mais relevante para uma colonização de sucesso.

O aspecto de introdução de espécies exóticas é especialmente importante de ser considerado pois, em outros reservatórios do Sudeste, introdução de espécies não nativas têm levado à homogeneização biótica ao longo do tempo, com perda de biodiversidade devido a substituição de espécies nativas por essas exóticas (RAHEL, 2000; PETESSE; PETRERE, 2012; VITULE; SKÓRA; ABILHÓA, 2012). Além disto, dos fatores estruturadores avaliados, este é o único que pode ser alvo de ações de manejo ou controle.

TABELA 5 – Resultado do teste sequencial do modelo de DistLM para as variáveis: Reservatório = posição dos reservatórios na cascata; Exótica NP = espécies de peixes exóticas não piscívoras; Idade = tempo do reservatório em relação ao ano de enchimento; Exóticas P = espécies de peixes exóticas piscívoras. Destacado em negrito os fatores que foram significativos.

Grupo	R ² ajust	Pseudo-F	P	Prop,	Cumul,	res,df	regr,df
Reservatório	0,190	26,804	0,001	0,197	0,197	109	2
+Exótica NP	0,287	28,534	0,001	0,148	0,345	101	10
+Idade	0,315	50,865	0,001	0,032	0,377	100	11
+Exótica P	0,316	10,447	0,422	0,035	0,410	95	16

TABELA 6: Lista de espécies exóticas à bacia do rio Araguari que foram capturadas nos pontos amostrais deste estudo, classificadas em guildas tróficas conforme informações da literatura, *As guildas tróficas herbívora, invertívora e onívora foram agrupadas na categoria “exótica não piscívora” no modelo linear baseado em distância,

Espécies	Herbívora*	Invertívora*	Onívora*	Piscívora	Referência
<i>Cichla kelberi</i>				x	GOMIERO; BRAGA, 2008
<i>Cichla piquiti</i>				x	GOMIERO; BRAGA, 2008
<i>Cichla spp,</i>				x	GOMIERO; BRAGA, 2008
<i>Cyprinus carpio</i>			x		KLOSKOWSKI, 2011
<i>Leporinus macrocephalus</i>	x				PAVANELLI et al., 2007
<i>Metynnis lippincottianus</i>	x				AQUINO MOREIRA et al., 2010
<i>Metynnis maculatus</i>	x				REGO, 2008
<i>Micropterus salmoides</i>				x	SANCHES; RODRIGUES, 2011
<i>Oreochromis niloticus</i>			x		LUZ-AGOSTINHO et al., 2006
<i>Pygocentrus nattereri</i>				x	REGO, 2008
<i>Satanoperca pappaterra</i>		x			HAHN et al., 2004
<i>Serrasalmus marginatus</i>				x	HAHN et al., 2004
<i>Tilapia rendalli</i>			x		LUZ-AGOSTINHO et al., 2006

4.0 - CONCLUSÃO

Este estudo apresentou o potencial de utilização de dados de monitoramento em análises multivariadas que permitiram verificar fatores estruturadores da comunidade de peixes em reservatórios. Os resultados foram obtidos a partir de análises realizadas em uma escala espacial de bacia e com séries temporais longas que dificilmente seriam obtidos com análises pontuais (um único reservatório) e de curto prazo.

Apesar de estarem no mesmo rio, os reservatórios diferem quanto a composição de espécies, sendo que, de forma geral, quanto mais distante um reservatório de outro, mais dissimilar serão suas assembleias de peixes. Esse resultado reforça o que foi encontrado através do modelo linear baseado em distância, que verificou que o fator biogeográfico é o mais relevante para a estruturação da comunidade de peixes. Isso deve ser considerado em monitoramentos e nas análises de diversidade ao longo do tempo, principalmente quando se compara reservatórios em maiores escalas espaciais, como em diferentes bacias hidrográficas.

A criação de barramentos sequenciais em um rio leva a perda de conectividade longitudinal, o que afeta espécies nativas e pode facilitar a colonização dos novos ambientes por espécies exóticas devido as suas características funcionais. Nos monitoramentos foram detectados ao todo 14 espécies de peixes exóticas a bacia do rio Araguari, e aquelas não piscívoras se mostraram ser um importante fator estruturador da comunidade de peixes, juntamente com o fator biogeográfico e a idade do reservatório. A presença de espécies exóticas pode levar à homogeneização das comunidades e conseqüentemente perda de diversidade ao longo do tempo. Apesar de não haver caso comprovado de sucesso de erradicação de espécies de peixes exóticos em reservatórios, é importante considerar o impacto dessas espécies no manejo. Ainda existem programas de soltura de peixes que não levam em consideração se a espécie é ou não é nativa na bacia onde será solta. Além disso, deve ser visto com muita cautela o crescimento da produção de peixes exóticos em tanques-rede nos reservatórios, pois escapes para o ambiente natural ocorrem com frequência.

Por fim, recomenda-se que os monitoramentos de peixes nos reservatórios do rio Araguari sejam continuados para verificar outros aspectos, como a homogeneização das comunidades ao longo do tempo. É importante que as amostragens nesses reservatórios, ocorra preferencialmente nos mesmos meses, com mesma periodicidade e que os pontos de amostragem sejam determinados considerando a cascata e os diferentes ambientes ao longo do rio.

5.0 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- (1) ABDALLA, F. A. A. Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos: Bacia Hidrográfica do Rio Araguari – ano 2009 / 2010, In: DI MAURO, C. A. et.al. (Org.), Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos: Exemplos Mineiros, Uberlândia: Assis Ed., 2012.
- (2) AGOSTINHO A. A. GOMES L. C. & PELICICE F. M. Ecologia e Manejo dos Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil, Maringá: EDUEM. 501p, 2007.
- (3) AGOSTINHO, A. A. **Pesquisas, monitoramento e manejo da fauna aquática em empreendimentos hidrelétricos**, In: Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro, Reuniões Temáticas Preparatórias, Caderno 1 Fundamentos, Rio de Janeiro - RJ: COMASE/Eletróbrás p,38 – 59, 1994
- (4) AQUINO MOREIRA, L. H. DE et al. The influence of parasitism on the relative condition factor (Kn) of *Metynnis lippincottianus* (Characidae) from two aquatic environments: the upper Paraná river floodplain and Corvo and Guairacá rivers, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 83–86, 2010.
- (5) BAILLY, D. et al. Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human-modified systems. **Journal of Biogeography**, v. 43, n. 8, p. 1679–1689, 2016.
- (6) BARBOSA, R, B. Análise de Investimentos para a Gestão Participativa no Ambiente Rural da Bacia Hidrográfica do Rio Araguari (MG), In: DI MAURO, C,A, et,al, (Org.), Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos: Exemplos Mineiros, Uberlândia: Assis Ed, 2012,
- (7) BARBOSA, F. A. R. et al. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its Application to the River Tietê-Basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. [s.l.] Brazilian Academy of Science and Backhuys Publishers, 1999. p. 425–437.
- (8) CACHAPUZ P. B.B. (2006) Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil, 1952-2005, Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 304 pp
- (9) FARIA, F.C. & JORDÃO, L. F. A. Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Araguari, Araguari: Ed, Dos Autores, 2012.
- (10) GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. DE S. Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo , southeastern Brazil Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo , southeastern Brazil. v. 8, n. 1, p. 0–7, 2008.
- (11) HELLAWELL J. M. Development of a rationale for monitoring, In: GOLDSMITH B., Monitoring for Conservation and Ecology, London: Champan & Hall, 275pp. 1991.
- (12) KLOSKOWSKI, J. Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: Direct trophic effects versus habitat deterioration. **Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie**, v. 178, n. 3, p. 245–

- 255, 2011.
- (13) LIMA, S. C.; QUEIROZ NETO, J. P. de & LEPCSH, I. F., Os Solos da Chapada Uberlândia Uberaba, In: LIMA, S. C.; SANTOS R.J, (Org.), Gestão Ambiental da Bacia do Rio Araguari Rumo ao Desenvolvimento Sustentável, Uberlândia: CNPq, 2004,
- (14) LUZ-AGOSTINHO, K. D. G. et al. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 61–68, 2006.
- (15) MIRANDA, L. E.; DEMBKOWSKI, D. J. Evidence for Serial Discontinuity in the Fish Community of a Heavily Impounded River. **River Research and Applications**, v. 32, n. 6, p. 1187–1195, jul. 2016.
- (16) MIRANDA, L. E.; HABRAT, M. D.; MIYAZONO, S. Longitudinal Gradients along a Reservoir Cascade. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 137, n. 6, p. 1851–1865, nov. 2008.
- (17) PAVANELLI, C. S. et al. Fishes from the Corumbá Reservoir, Paranaíba River drainage, upper Paraná River basin, State of Goiás, Brazil. **Check List**, v. 3, n. 1, p. 58–64, 2007.
- (18) PETESSE, M. L.; PETRERE, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109–116, 2012.
- (19) PETESSE, M. L.; PETRERE, M.; AGOSTINHO, A. A. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. **Ecological Engineering**, v. 69, 2014.
- (20) RAHEL, F. **Homogenization, differentiation, and the widespread alteration of fish faunas**. American Fisheries Society Symposium. 2010. Disponível em: <<http://www.fisheriessociety.org/proofs/edcesf/rahel.pdf>>
- (21) RAHEL, F. J. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science**, v. 288, n. 5467, p. 854–856, 2000.
- (22) REGO, A. C. L. **Composição, abundância e dinâmica reprodutiva e alimentar de populações de peixes de um reservatório recém - formado (UHE - Capim Branco / MG)**. Universidade Federal de Uberlândia, 2008.
- (23) SANCHES, J. C.; RODRIGUES, A. M. O achigã (*Micropterus salmoides*), uma espécie com interesse para a pesca desportiva. **Agroforum**, v. 19, n. 26, p. 17–22, 2011.
- (24) SPELLERBERG I. *Monitoring Ecological Change*, 2nd Edition, Cambridge, 412p, 2005.
- (25) STANFORD J., A., & WARD J. V. Revisiting the serial discontinuity concept, *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 303–310. 2001.
- (26) VANNOTE R. L.; MINSHALL G. W.; CUMMINS K. W.; SEDELL J. R. & CUSHING C. E. The river continuum concept, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37(1):130-137, 1980.
- (27) VITULE, J. R. S.; SKÓRA, F.; ABILHOA, V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. **Diversity and Distributions**, v. 18, n. 2, p. 111–120, 2012.

6.0 - DADOS BIOGRÁFICOS



Raquel Coelho Loures Fontes (Belo Horizonte, 1983)

Analista de Meio Ambiente, Possui graduação em Ciências Biológicas, licenciada (2004) e bacharel em Ecologia (2006) pela Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG, Mestre em Ecologia Aplicada pela Universidade Federal de Lavras – UFLA e doutorado em andamento na mesma área também pela UFLA. Analista de Meio Ambiente desde 2006 na CEMIG Geração e Transmissão, coordenadora do Programa Peixe Vivo de 2012 a 2015, Atua principalmente nas áreas de ecologia e manejo de peixes de água doce, com ênfase em impactos de hidrelétricas e monitoramento da ictiofauna,

Paulo dos Santos Pompeu (Belo Horizonte, 1973)

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais (1994), mestrado em Ecologia (Conservação e Manejo da Vida Silvestre) pela Universidade Federal de Minas Gerais (1997) e doutorado em Meio Ambiente Saneamento e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (2005), Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Lavras, coordenando o curso de pós-graduação em Ecologia Aplicada, Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia Aplicada à Conservação de Ambientes Aquáticos, atuando principalmente nos seguintes temas: ecologia de peixes, impacto ambiental, usinas hidrelétricas, vazões ecológicas e recursos hídricos,