

Gradiente longitudinal na estrutura da assembleia de peixes de um reservatório de acumulação: Capivari

Longitudinal gradient in the structure of fish assemblage in a accumulation reservoir: Capivari

Gradiente longitudinal en la estructura de ensamblaje de peces de un reservorio de acumulación: Capivari

Recebido: 28/09/2021 | Revisado: 04/10/2021 | Aceito: 05/10/2021 | Publicado: 09/10/2021

Tiago Debona

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6084-7241>
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil
E-mail: tiago.debona@gmail.com

José Rafael Soares Fonseca

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1934-333X>
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil
E-mail: ra.phb@hotmail.com

Rogério Anderson Druzian

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8421-6874>
Instituto Neotropical de Pesquisas Ambientais, Brasil
E-mail: druzian.ra@gmail.com

Jean Colombari Neto

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0744-6297>
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil
E-mail: jean.c_net@hotmail.com

Vinicius Valiente dos Santos

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8388-1955>
Instituto Neotropical de Pesquisas Ambientais, Brasil
E-mail: viniciusvaliente@hotmail.com

Carlos Henrique Orsi

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1837-6757>
Instituto Neotropical de Pesquisas Ambientais, Brasil
E-mail: carlos.engpesca@gmail.com

Cleodimar Fernandes

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8603-7872>
Instituto Neotropical de Pesquisas Ambientais, Brasil
E-mail: cleodimarf@hotmail.com

Pitágoras Augusto Piana

ORCID: <http://orcid.org/0000-0002-4666-6663>
Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil
E-mail: pitapiana@yahoo.com.br

Resumo

O presente estudo avaliou a hipótese que a assembleia de peixes do reservatório da Usina Hidrelétrica Governador Pedro Viriato Parigot de Souza (Capivari) se apresenta estruturada longitudinalmente, formando duas ou três zonas distintas. Foram realizadas coletas de peixes e variáveis abióticas trimestralmente entre janeiro de 2004 e outubro de 2008 em três locais (barragem, intermediário e remanso) ao longo do reservatório. No total, foram capturados 38.085 indivíduos, que foram sumarizados com o escalonamento multidimensional não-métrico (NMS) e comparados longitudinalmente com o procedimento permutacional de multiresposta (MRPP). Também foi analisado a ocorrência de espécies distribuída em cada local. Na sequência, os gradientes de variação da estrutura da assembleia de peixes associada às variáveis abióticas foram extraídos sob a restrição linear imposta pelas mesmas, através da análise de correspondência canônica (ACC). A diferença entre os gradientes puros e restritos foi avaliada com o teste de Mantel. A NMS e o teste MRPP mostraram que os gradientes puros da estrutura da assembleia de peixes foram diferenciados longitudinalmente, sendo o remanso diferente dos demais, sendo verificada maior preferência de espécies por este local. A ACC demonstrou influência da transparência da água, pH e do oxigênio dissolvido, assim como o resultado da NMS. Concluiu-se que a estrutura da assembleia de peixes no reservatório de Capivari apresentou um padrão de zonação, formando duas zonas distintas no gradiente longitudinal, onde foi verificado maior preferência das espécies pela zona fluvial (remanso), influenciado principalmente por apresentar menores valores de transparência da água e maiores índices de pH e oxigênio dissolvido.

Palavras-chave: Influência abiótica; Zonação em reservatórios; Zona fluvial.

Abstract

The present study evaluated the hypothesis that the fish assemblage of Governador Pedro Viriato Parigot de Souza Hydroelectric Power Plant reservoir (Capivari) is longitudinally structured, forming two or three distinct zones. Fish and abiotic variables were collected quarterly between January 2004 and October 2008 at three locations (dam, intermediate and backwater) along the reservoir. A total of 38,085 fishes were captured, which were summarized with non-metric multidimensional scaling (NMS) and compared longitudinally with the permutational multiresponse procedure (MRPP). The occurrence of species distributed in each location was also analyzed. Next, the gradients of variation on fish assemblage structure associated with the abiotic variables were extracted under the linear restriction imposed by them, through the canonical correspondence analysis (CCA). The differences between pure and restricted gradients were evaluated using the Mantel test. The NMS analyses and the MRPP test showed that the pure gradients of fish assemblage structure were longitudinally differentiated, the backwater being different from the others, with a greater preference of species for this location. CCA analyses demonstrated influence of water transparency, pH and dissolved oxygen, so as NMS results. It was concluded that fish assemblage structure in Capivari reservoir presented a zonation pattern, forming two distinct zones in the longitudinal gradient, where was verified that the species has a greater preference for the riverine zone (backwater), mainly influenced by the lower values of water transparency and higher levels of pH and dissolved oxygen.

Keywords: Abiotic influence; Zonation in reservoirs; Fluvial zone.

Resumen

El presente estudio evaluó la hipótesis de que el conjunto de peces del embalse de la Central Hidroeléctrica Governador Pedro Viriato Parigot de Souza (Capivari) está estructurado longitudinalmente, formando dos o tres zonas diferenciadas. Los peces y las variables abióticas se recolectaron trimestralmente entre enero de 2004 y octubre de 2008 en tres lugares (presa, intermedio y remanso) a lo largo del embalse. En total, se capturaron 38.085 individuos, que se resumieron con escala multidimensional no métrica (NMS) y se compararon longitudinalmente con el procedimiento permutacional de múltiples respuestas (MRPP). También se analizó la ocurrencia de especies distribuidas en cada localidad. A continuación, se extrajeron los gradientes de variación en la estructura del ensamblaje de peces asociados a las variables abióticas bajo la restricción lineal impuesta por ellas, mediante el análisis canónico de correspondencias (ACC). La diferencia entre gradientes puros y restringidos se evaluó mediante la prueba de Mantel. Las pruebas NMS y MRPP mostraron que los gradientes puros de la estructura del ensamblaje de peces se diferenciaron longitudinalmente, siendo el remanso diferente de los demás, con una mayor preferencia de especies por esta ubicación. ACC demostró la influencia de la transparencia del agua, el pH y el oxígeno disuelto, así como el resultado de NMS. Se concluyó que la estructura del ensamble de peces en el embalse Capivari mostró un estándar de zonificación, formando dos zonas diferenciadas en el gradiente longitudinal, donde se encontró una mayor preferencia de especies por la zona fluvial (remanso), influenciada principalmente por su menor transparencia. Valores de agua y niveles más altos de pH y oxígeno disuelto.

Palabras clave: Influencia abiótica; Zonificación en embalses; Zona fluvial.

1. Introdução

A distribuição das espécies em diferenciados habitats pode ser determinada por características específicas do ambiente (Lowe-McConnell, 1999; Herder & Freyhof, 2006; Druzian et al., 2021), raramente sendo influenciada por apenas um fator (Petry & Schulz, 2001; Jackson, et al., 2001; Angermeier et al., 2002). A adaptação das espécies à micro-habitats é grandemente determinada pelas interações bióticas (Matthews, 1986; Ross et al., 1990; Cantonati et al., 2020), como presença de espécies concorrentes ou predadoras, além das variações que venham a ocorrer no ambiente ao longo do tempo (Wootton, 1998; Barili et al., 2011; Cantonati et al., 2020). Desta forma, a estrutura das assembleias de peixes no espaço e tempo é o resultado do complexo relacionamento ecológico entre as espécies, limitado pelas características de cada ecossistema, estabelecendo consistentes mecanismos de distribuição (Jackson et al., 2001; Hixon et al., 2002; Druzian et al., 2021).

Dentre as características do ecossistema, as variáveis físicas e químicas afetam diretamente a estruturação de uma assembleia ictífica, tanto na distribuição quanto na atividade fisiológica e comportamental das espécies (Esteves, 2011; Lee et al., 2018; Bertora et al., 2021). Magnuson et al. (1979) mostram que as diferentes temperaturas observadas em lagos influenciam de forma marcante a distribuição dos peixes, interferindo na seleção de habitats de várias espécies. Segundo Oliveira e Goulart (2000) e Esteves (2011), o oxigênio é um fator extremamente limitante para os peixes, uma vez que baixos índices de concentração restringem a distribuição ou as atividades dos indivíduos. Oliveira e Goulart (2000) relatam ainda que

o equilíbrio interno do pH influencia a fisiológica dos peixes, sendo que oscilações desta variável no ambiente pode afetar habilidades na ocupação dos habitats.

Outro fator considerável em ecossistemas dulcícolas é o fluxo de água, o qual revela-se fator determinante na regulação da entrada de matéria orgânica no ambiente, afetando o comportamento biológico dos peixes locais e determinando o habitat das mesmas (Santos et al., 2010). O represamento do rio afeta diretamente esse fator e resulta na formação de um novo ecossistema, com características ecológicas próprias, promovendo alterações no regime hidrológico e na dinâmica ecológica do ambiente alterado (Fernando & Holcik, 1991; Henry, 1999; Nilsson et al., 2005; Cantonati et al., 2020; Druzian et al., 2021). Além disso, pode alterar o comportamento térmico da coluna de água, os padrões de sedimentação e circulação de massas de água (Thornton, 1990; Agostinho et al., 1992; Esteves, 2011), a produtividade primária e as comunidades aquáticas (Luiz, 2006; Agostinho et al., 2007; Esteves, 2011).

Essas peculiaridades fazem dos reservatórios ambientes artificiais intermediários entre rios e lagos naturais, tanto por características morfológicas e hidrológicas, quanto por sua localização (Margalef, 1975; Park et al., 2014). Nesses ambientes, o tempo de retenção da água e os aportes de sedimento e nutrientes predominantes, provenientes de um rio com conexão principal a montante, podem resultar na formação de gradiente longitudinal das variáveis limnológicas (Kimmel et al., 1990; Klippel, et al., 2020). Segundo Thornton et al. (1981) e Thornton (1990), no gradiente longitudinal ocorre a formação de três zonas distintas, influenciadas principalmente de acordo com a sedimentação. Agostinho et al. (1999) identificaram, em diferentes estratos do reservatório de Itaipu, a formação de um gradiente longitudinal (zona fluvial, intermediária e lacustre), transversal (zona litorânea e pelágica) e vertical (zona superficial e profunda) em seu eixo principal.

Estudos sobre a formação de gradientes longitudinais e verticais em reservatórios de grande e médio porte vêm sendo realizados por diversos autores (Agostinho et al., 1999; Vaseck et al., 2004; Okada et al., 2005; Oliveira et al., 2005; Prchalova et al., 2008; Prchalova et al., 2009; Baumgartner, 2010; Frana, 2011; Ishikawa et al., 2021), uma vez que a compreensão desses gradientes pode vir a facilitar estudos para o entendimento de mecanismos que interfiram na distribuição das assembleias de peixes em reservatórios isolados (Miranda et al., 2008), bem como a presença de espécies indicadoras em cada local (Petry & Schulz, 2006).

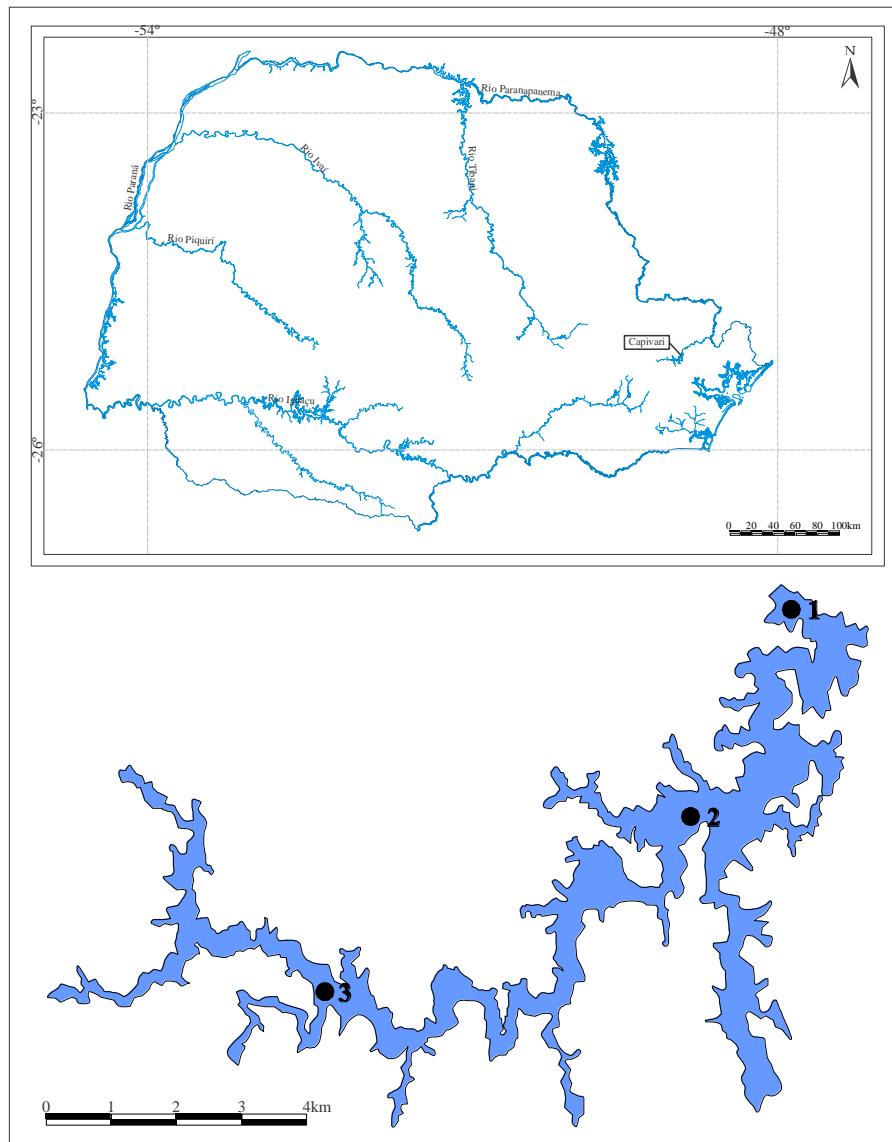
Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar as hipóteses de que a assembleia de peixes do reservatório de Capivari (i) se apresenta estruturada em um gradiente longitudinal formado por duas ou três zonas distintas e (ii) que as variáveis ambientais influenciam esta estrutura.

2. Metodologia

2.1 Área de estudos

A Usina Hidrelétrica Governador Pedro Viriato Parigot de Souza (Capivari) (Figura 1), inaugurada em janeiro de 1971, foi formada pelo barramento do rio Capivari, afluente do rio Ribeira do Iguape, pertence à bacia hidrográfica litorânea, que é formada por rios que nascem no planalto ou na vertente da Serra do Mar (Julio-Jr et al., 2005). O reservatório de Capivari opera no sistema de acumulação, apresenta características oligotróficas (Train et al., 2003), profundidade máxima de 43 m (Resende & Takeda, 2007), área alagada de 12,8 km², tempo de retenção médio das águas de 48 dias e vegetação marginal relativamente densa, com reminiscência de mata Atlântica entremeada por pastagens e gramíneas (Abelha & Goulart, 2004).

Figura 1: Mapa do reservatório de Capivari, com a localização dos três locais de amostragem. 1-Barragem; 2-intermediário; 3-Remanso.



Fonte: Autores.

2.2 Métodos de coleta

As coletas de peixes foram realizadas trimestralmente pela Companhia Paranaense de Energia, entre janeiro de 2004 e outubro de 2008, em três locais de amostragem ao longo do corpo do reservatório de Capivari (1-Barragem; 2-Intermediário; 3-Remanso). Foram utilizadas redes de espera simples com malhas 2,4, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 14 e 16 e redes tresmalhos (feiticeiras) de malhas 6, 7 e 8 entre nós não adjacentes, as quais foram expostas em três estratos (superfície, fundo e margem) por 24 horas, com revistas as 8, 16 e 22h, sendo o mesmo esforço empregado em todos os locais amostrados. Após a captura os peixes foram acondicionados em sacos plásticos, etiquetados, fixados em formol 10%, transportados para o laboratório, identificados segundo Oyakawa et al. (2006), sendo registrados: local de captura, data, comprimento total, comprimento padrão e peso total de cada indivíduo.

As espécies capturadas foram classificadas segundo Nelson (2006) para as ordens Cyprinidae e Centrachidae e famílias de Siluriformes e Reis et al. (2003) para demais famílias, exceto Characidae, que seguiu Mirande (2009).

Além das coletas de peixes foram aferidas simultaneamente variáveis físicas e químicas da água: pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/l) e temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) mensuradas com aparelhos digitais, além da transparência da água (cm) indexada pela profundidade do disco de Secchi.

2.3 Análise de dados

Para testar a primeira hipótese deste estudo, a estrutura espacial pura da assembleia composta pelas espécies de peixes não raras foi sumarizada com a técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (NMS; Kruskal, 1964; Mather, 1976). Espécies com abundância ≤ 10 indivíduos foram consideradas raras e removidas das análises por apresentarem elevada influência nos resultados da ordenação. Para reduzir a influência da captura de cardumes foi utilizada a transformação de raiz quadrada sobre os valores de indivíduos capturados. Para mensurar as similaridades entre as unidades amostrais foi adotada a medida de distância de Sørensen, seguindo o procedimento da NMS descrito em McCune e Grace (2002), nível médio do piloto automático (40 configurações iniciais; 50 rodagens com dados randomizados para o teste de Monte Carlo; critério de estabilidade de desvio padrão do *stress* $\leq 0,00001$ após 15 iterações consecutivas). A NMS foi escolhida porque seu protocolo de ordenação procura pela menor diferenciação possível entre os ranks das distâncias no espaço multivariado de n-unidades amostrais por m-espécies e o rank das distâncias num espaço reduzido, possibilitando visualizar em poucas dimensões quais unidades amostrais são mais similares em termos de abundâncias relativas das espécies.

Tal estrutura, sumarizada na ordenação da NMS, foi então comparada longitudinalmente entre os três locais de amostragem com o procedimento permutacional de multiresposta (MRPP). Na MRPP foi utilizada a medida de distância Euclidiana conforme recomendado por Zimmerman et al. (1985). Adicionalmente, foi utilizada a análise de espécies indicadoras (INVAL) para verificar a existência de espécies com distribuições espaciais preferenciais em cada local. A INVAL combina a abundância relativa das espécies com a frequência relativa de ocorrência das mesmas (Dufrene & Legendre, 1997), fornecendo um índice, o qual foi avaliado através do teste de Monte Carlo com 4999 permutações.

Visando testar a segunda hipótese, a estrutura da assembleia de peixes foi novamente ordenada sob a restrição linear imposta pelas variáveis físicas e químicas da água através da análise de correspondência canônica (ACC; Ter Braak, 1986, 1994). Na ACC, as unidades amostrais foram ordenadas por um processo de médias recíprocas com as espécies, juntamente a uma regressão múltipla linear com as variáveis ambientais, sendo a correlação entre espécies e ambiente, bem como a estrutura sumarizada da assembleia, avaliada pelo teste de Monte Carlo com 998 randomizações. Desta forma, a ordenação dos locais resultante da combinação linear das variáveis sumarizou a estrutura da assembleia que foi influenciada por tais condicionantes ambientais. Nesse caso, se as variáveis ambientais mensuradas contribuíram para estruturação espacial longitudinal das espécies, deve haver congruência entre as ordenações das unidades amostrais ordenadas na NMS (gradientes puros) e a ordenação das mesmas pela combinação linear na ACC (gradientes restritos). Em outras palavras, os gradientes puros na assembleia devem ser congruentes com aqueles restritos em relação às variáveis ambientais. Tal congruência foi então avaliada com o teste de Mantel (Mantel, 1967) sobre as distâncias Euclidianas de ambas as matrizes, com 4999 permutações. Esse teste fornece uma estatística *r* que mensura o nível de correlação entre as matrizes e testa sua significância por um processo permutacional entre as linhas e colunas de uma das matrizes. Todas as análises foram avaliadas ao nível de 5% de significância e realizadas com o auxílio do Software Pc-Ord 5.31 (McCune & Mefford, 2006).

3. Resultados

Durante o período de coleta foram capturados 38.085 indivíduos identificados em 18 espécies de origem autóctone e 11 alóctones. Dez espécies tiveram capturas ≤ 10 indivíduos que juntas corresponderam a apenas 0,11% do total das capturas.

As espécies foram classificadas em 13 famílias e cinco ordens, dos quais as de maiores representatividades foram Characiformes (13 espécies) e Siluriformes (nove espécies) sendo observada dominância de espécies de pequeno porte. Entre os três locais amostrados os atributos da assembleia de peixes não apresentaram grandes diferenças nos valores, porém os maiores foram verificados no local remanso (Tabela 1).

Tabela 1: Ocorrência das 29 espécies capturadas nos três locais (BAR - Barragem; INT - Intermediário e REM - remanso) de amostragem no reservatório de Capivari; comprimento padrão (Cp) máximo verificado para cada espécie e atributos da assembleia de peixes (riqueza, equitabilidade e diversidade) nos três locais de amostragem entre janeiro de 2004 e outubro de 2008. *-Espécies consideradas raras e removidas das análises posteriores; ♀-Espécies de origem alóctone.

Lista de espécies	Pontos de Coleta			Cp máx (cm)
	BAR	INT	REM	
CYPRINIFORMES				
Cyprinidae				
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758 ♀	1	10	6	73,3
CHARACIFORMES				
Prochilodontidae				
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836) * ♀	1	1	4	55,0
Characidae				
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken, 1875)	166	233	1061	12,3
<i>Deuterodon janeiroensis</i> (Eigenmann, 1908)		3	74	11,1
<i>Deuterodon iguape</i> Eigenmann, 1907*		2	5	8,6
<i>Deuterodon</i> sp. A	3746	4970	8047	13,5
<i>Deuterodon</i> sp. B	335	614	4438	10,5
<i>Deuterodon</i> sp. D	156	188	180	10,6
<i>Hyphessobrycon boulengeri</i> (Eigenmann, 1907)*			1	5,0
<i>Oligosarcus paranensis</i> Menezes & Géry, 1983	289	264	485	25,0
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)* ♀	1	3		49,5
<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)* ♀	1			17,2
<i>Bryconamericus</i> sp.*	10			7,6
Erythrinidae				
<i>Hoplias</i> aff. <i>malabaricus</i> (Bloch, 1794)	181	119	355	42,5
SILURIFORMES				
Callichthyidae				
<i>Corydoras ehrhardti</i> Steindachner, 1910	9	4	55	6,0
<i>Corydoras longipinnis</i> Knaack, 2007	725	490	5511	8,3
Loricariidae				
<i>Rineloricaria</i> sp.	2	21	623	19,0
<i>Hypostomus</i> cf. <i>interruptus</i> (Miranda-Ribeiro, 1918)	16	18	25	25,5
<i>Hypostomus tapijara</i> Oyakawa, Akama & Zanata, 2005	76	165	239	32,5
Heptapteridae				
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	66	132	190	33,7
Ictaluridae				
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)* ♀	1			24,0
Auchenipteridae				
<i>Auchenipterus</i> sp.* ♀		1	1	9,7
Pimelodidae				
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)* ♀			1	81,3
GYMNOTIFORMES				
Gymnotidae				
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli, 1999* ♀		5	3	35,7
PERCIFORMES				

Centrarchidae

Micropterus salmoides (Lacépede, 1802) ●

Cichlidae

Australoheros sp.

Geophagus iporangensis Haseman, 1911

Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758) ●

Coptodon rendalli (Boulenger, 1897) ●

Total de indivíduos capturados

Riqueza

Equitabilidade

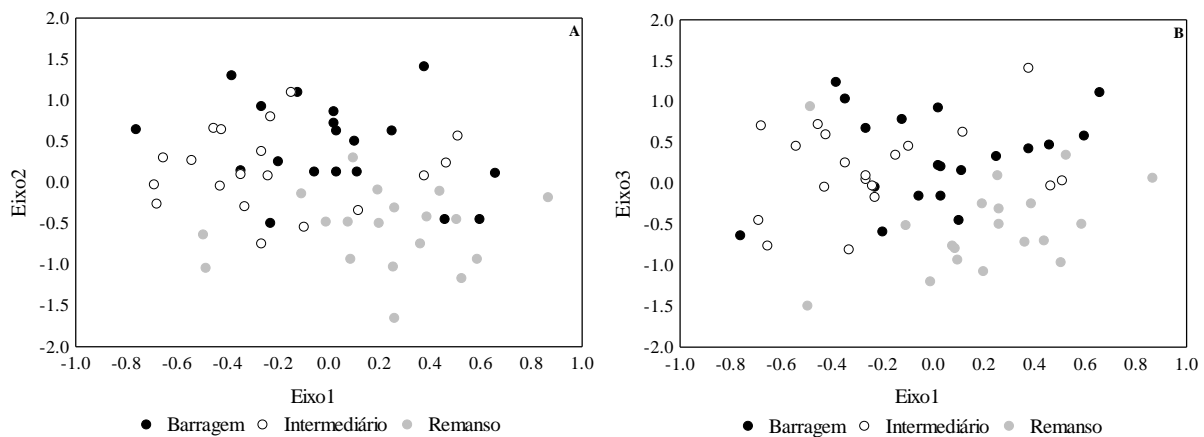
Diversidade

18	4	2	39,5
1	1	11	9,0
536	842	1743	20,0
12	32	60	32,5
77	246	171	33,0
6426	8368	23291	
23	24	25	
0,501	0,497	0,568	
1,572	1,580	1,828	

Fonte: Dados dos autores.

Na avaliação da estrutura da assembleia entre os três locais de amostragem, a ordenação final da NMS foi atingida em três dimensões com stress de 9,7 unidades ($p = 0,0196$) e critério de estabilidade atingido após 129 iterações (Figura 2). Pela MRPP pode-se assumir que a estrutura da assembleia foi distinta em pelo menos um dos locais ($A = 0,1736$ e $p < 0,0001$). Através das comparações bivariadas da MRPP foi identificado que apenas o local de Remanso foi distinto da Barragem e do Intermediário ($A = 0,2000$ e $p < 0,0001$; $A = 0,1730$ e $p < 0,0001$; respectivamente), sendo os dois últimos não distintos ($A = 0,0131$ e $p < 0,1346$), caracterizando a existência de apenas duas zonas distintas no reservatório.

Figura 2: Ordenação final das unidades amostrais pela técnica de escalonamento multidimensional não-métrico (NMS) em 3 dimensões (A: Eixo 1 vs Eixo 2; B: Eixo 1 vs Eixo 3), categorizado pelos três locais de amostragem no reservatório de Capivari, entre jan/2004 e out/2008.



Fonte: Dados dos autores

A análise de espécies indicadoras (INVAL) identificou uma espécie como indicadora no local Barragem: *M. salmoides*, e 12 no local Remanso: *A. lacustris*, *D. janeiroensis*, *Australoheros* sp., *C. ehrhardti*, *C. longipinnis*, *Deuterodon* sp. B, *G. iporangensis*, *H. aff. malabaricus*, *H. tapijara*, *O. niloticus*, *R. quelen* e *Rineloricaria* sp.. No local Intermediário não foi verificado a presença de espécies indicadoras, de forma significativa ($p < 0,05$), no entanto observaram-se elevados valores na INVAL para as espécies *C. carpio* e *C. rendalli* (Tabela 2). Algumas espécies tendem a ocupar todos os locais amostrados no reservatório, como é o caso de *Deuterodon* sp. A, *Deuterodon* sp. B e *O. paranensis*, já *H. cf. interruptus*, observa-se que mesmo não sendo indicativa, é uma espécie que apresentou maior ocorrência no local remanso.

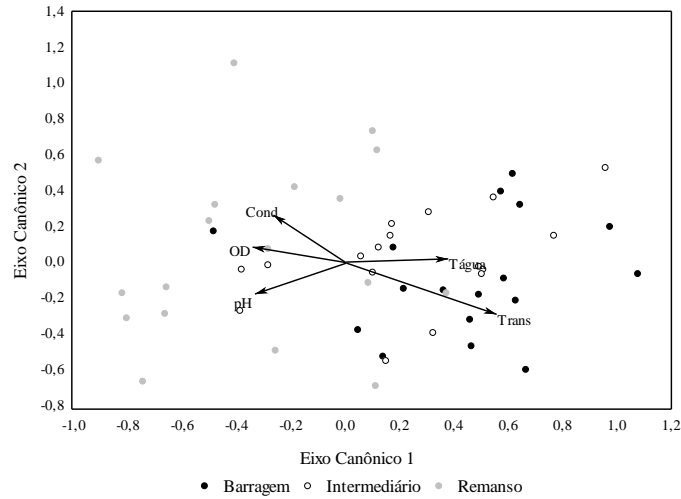
Tabela 2: Abundância e frequência relativas e Índice Indicador de Espécies (INDVAL) nos três locais de amostragem do reservatório de Capivari; BAR – Barragem; INT – Intermediário e REM – Remanso, entre janeiro de 2004 e outubro de 2008.

Espécies	abundância relativa			frequência relativa			INDVAL			p
	BAR	INT	REM	BAR	INT	REM	BAR	INT	REM	
<i>M. salmoides</i>	75	17	8	37	16	11	28	3	1	0,0262
<i>A. lacustris</i>	11	16	73	100	89	95	11	14	69	0,0006
<i>D. janeiroensis</i>	0	4	96	0	5	79	0	0	76	0,0002
<i>Australoheros</i> sp.	8	8	85	5	5	32	0	0	27	0,0220
<i>C. ehrhardti</i>	13	6	81	21	16	79	3	1	64	0,0004
<i>C. longipinnis</i>	11	7	82	84	89	100	9	7	82	0,0002
<i>Deuterodon</i> sp. B	6	11	82	79	79	84	5	9	69	0,0022
<i>G. iporangensis</i>	17	27	56	100	100	100	17	27	56	0,0008
<i>H. aff. malabaricus</i>	28	18	54	100	100	100	28	18	54	0,0010
<i>H. tapijara</i>	16	34	50	79	100	100	13	34	50	0,0044
<i>O. niloticus</i>	12	31	58	26	32	63	3	10	36	0,0324
<i>R. quelen</i>	17	34	49	95	100	95	16	34	46	0,0434
<i>Rineloricaria</i> sp.	0	3	96	11	58	100	0	2	96	0,0002
<i>C. carpio</i>	6	59	35	5	37	21	0	22	7	0,0674
<i>Deuterodon</i> sp. A	22	30	48	100	100	100	22	30	48	0,0708
<i>Deuterodon</i> sp. D	30	36	34	26	21	26	8	8	9	0,9736
<i>H. cf. interruptus</i>	27	31	42	32	53	47	9	16	20	0,6835
<i>O. paranensis</i>	28	25	47	100	100	100	28	25	47	0,0972
<i>C. rendalli</i>	16	50	35	68	84	84	11	42	29	0,1876

Fonte: Dados dos autores.

Na ACC 20,6% da variabilidade esteve associada aos dois primeiros eixos canônicos (12,1% no primeiro e 8,5% no segundo), sendo o primeiro eixo altamente significativo ($p = 0,001$), com correlação de Pearson entre espécies e ambiente igual a 0,79. Novamente ficou evidente a formação de duas zonas na ordenação das unidades amostrais através das combinações lineares impostas pelas variáveis ambientais. O local de Remanso foi distinto dos locais de Intermediário e Barragem, associado a menores valores de transparência e temperatura da água e maiores de pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica (Figura 3 e Tabela 3). Pelo teste de Mantel, pode-se assumir que as ordenações das unidades amostrais resultantes da NMS e ACC foram altamente correlacionadas ($r = 0,3164$; $p = 0,0002$), indicando que as variáveis ambientais, principalmente a transparência da água, contribuíram para formação das duas zonas distintas em termos de estruturas de assembleias de peixes.

Figura 3: Ordenação das unidades amostrais através da combinação linear das variáveis ambientais (representadas pelas setas; Cond = Condutividade elétrica, OD = oxigênio dissolvido, Tágua = temperatura da água e Trans = transparência da água) na análise de correspondência canônica - ACC.



Fonte: Dados dos autores.

Tabela 3: Valores máximos (máx), mínimos (mín), média e desvio padrão (DP) das variáveis ambientais aferidas no reservatório de Capivari nos locais BAR – Barragem; INT – Intermediário e REM – Remanso, entre janeiro de 2004 e outubro de 2008, sendo pH, OD “mg/l” (Oxigênio dissolvido), Cond “ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ” (Condutividade elétrica), Trans “cm” (Transparência da água) e Tágua “ $^{\circ}\text{C}$ ” (Temperatura da água).

Local	Ano	pH				OD				Cond				Trans				Tágua			
		máx	mín	média	DP	máx	mín	média	DP	máx	mín	média	DP	máx	mín	média	DP	máx	mín	média	DP
BAR	2004	6,94	5,90	6,50	0,52	7,10	6,00	6,55	0,53	62,30	59,37	60,69	1,24	257,5	133,3	207,7	58,1	26,0	16,0	21,1	4,2
	2005	7,11	6,15	6,58	0,40	6,71	5,10	6,08	0,70	63,50	46,80	56,75	7,64	233,3	173,3	210,0	29,1	22,9	16,5	20,2	2,7
	2006	7,42	7,17	7,24	0,12	12,38	6,14	7,95	2,97	74,50	54,10	60,58	9,40	260,0	100,0	196,7	71,9	26,1	17,4	21,6	3,8
	2007	7,36	6,75	7,02	0,25	7,70	3,80	6,55	1,86	83,90	66,40	75,85	8,41	270,0	178,3	207,1	43,1	24,9	16,3	21,9	3,8
	2008	7,27	6,62	7,00	0,34	8,28	5,58	7,18	1,42	71,16	67,83	69,76	1,73	300,0	170,0	234,4	65,0	24,7	19,3	22,0	2,7
INT	2004	6,65	6,32	6,49	0,15	8,40	5,60	6,85	1,26	71,90	63,17	67,62	3,72	200,8	121,6	170,6	35,1	25,0	15,9	21,5	3,9
	2005	7,39	6,07	6,82	0,55	8,20	6,20	7,19	1,00	69,30	52,30	63,45	7,92	210,0	100,0	160,8	47,8	23,6	16,3	20,7	3,1
	2006	7,83	7,08	7,46	0,34	12,43	6,41	8,39	2,79	82,50	54,10	64,25	12,50	235,0	140,0	190,8	43,7	26,4	16,9	22,0	4,0
	2007	7,43	6,84	7,11	0,25	8,20	6,99	7,51	0,55	73,60	60,80	69,03	6,01	183,3	141,6	165,4	18,2	26,7	15,4	22,7	5,0
	2008	7,63	6,71	7,12	0,47	9,03	7,14	7,85	1,03	66,10	64,60	65,51	0,80	225,0	140,0	190,5	44,7	25,4	18,6	22,1	3,4
REM	2004	6,96	6,70	6,85	0,11	8,10	6,70	7,35	0,60	73,10	57,33	65,89	7,07	165,0	66,6	110,7	40,7	24,5	16,3	21,2	3,8
	2005	7,89	6,27	7,25	0,73	8,81	7,20	8,07	0,74	73,10	58,00	65,58	6,94	95,0	35,0	72,1	26,9	22,8	14,5	19,7	3,6
	2006	8,31	7,09	7,55	0,53	9,57	6,61	7,64	1,32	84,60	64,80	71,10	9,19	195,0	63,3	127,4	54,0	26,0	15,5	20,0	5,2
	2007	8,77	6,96	7,73	0,80	8,10	6,99	7,51	0,48	113,00	66,00	84,53	20,15	146,6	60,0	99,2	37,7	25,0	15,0	21,5	4,5
	2008	7,64	7,20	7,42	0,22	9,68	7,14	8,07	1,40	75,83	63,37	69,84	6,24	158,3	85,0	113,9	39,1	24,1	21,2	22,6	1,5

Fonte: Dados dos autores.

4. Discussão

A identificação de duas zonas no gradiente longitudinal do reservatório de Capivari separando o local Remanso (zona fluvial) dos locais Intermediário e Barragem (zonas lacustre/transição) corrobora com estudos realizados por Frana (2011), que avaliou a distribuição das assembleias de peixes em um gradiente longitudinal e vertical ao longo do reservatório de Foz do Areia no rio Iguaçu, verificando distinção entre a zona fluvial com as zonas lacustre e de transição, com Thomaz et al. (1997) identificaram fatores limnológicos na formação de duas zonas no reservatório de Salto Segredo no rio Iguaçu.

Tanto nos estudos de Thomaz et al. (1997) e Frana (2011) quanto no presente estudo, a transparência da água aumentou da zona fluvial para a zona lacustre, fato considerado comum em reservatórios (Pagioro, 1999; Agostinho et al.,

2007). Segundo Rodríguez & Lewis Jr. (1997) a propagação vertical de diferentes comprimentos de ondas de luz no ambiente aquático tem um papel importante na produção de calor e determinação da localização da produção primária autotrófica. Estes locais refletem na oportunidade trófica, permitindo desenvolvimento das atividades comportamentais e reprodutivas durante o forrageamento e acasalamento (Agostinho et al., 2007; Matthews, 2012,).

Com o passar do tempo, é natural que ocorra um acentuado decréscimo de nutrientes no corpo do reservatório (Agostinho et al., 1999; Agostinho et al., 2007; Bueno et al., 2017). Este decréscimo propicia uma redução na produtividade, acarretando em uma possível migração das espécies de peixes para outras zonas mais produtivas, como para a zona fluvial, que é um ambiente tipicamente lótico, caracterizado por um intenso fluxo, curto tempo de residência de água e altos níveis de disponibilidade de nutrientes (Oliveira & Goulart, 2000; Bueno et al., 2017). Além disso, é natural que as espécies procurem permanecer em ambientes em que as características sejam mais próximas as naturais de um rio, permaneçam quase inalteradas ou com grande heterogeneidade de habitats, ou seja, afluentes e trechos lóticos a montante (Agostinho et al., 2007; Santos et al., 2010).

Segundo Galat e Zweimüller (2001) e Aarts e Nienhuis (2003), a alteração do regime natural do fluxo de água e a mudança de ambiente lótico para lêntico afeta principalmente as espécies de peixes reofílicas de climas temperados, o mesmo é citado por Agostinho et al. (2008) para espécies reofílicas de regiões neotropicais. Em contraste, espécies capazes de suportar uma ampla gama de ambientes, incluindo espécies exóticas, tendem a desenvolver-se melhor em ambientes com fluxo alterado, os quais oferecem condições novas de habitat (Schiemer, 2000; Bunn & Arthington, 2002; Aarts et al., 2004; Lytle & Poff, 2004; Kennard et al., 2005; Lasne et al., 2007), criando assim distúrbios nos padrões de zoneamento longitudinal das espécies (Vila-Gispert et al., 2002).

A preferência das espécies principalmente pela zona fluvial, verificada neste trabalho, pode assim estar relacionada por esta apresentar maiores valores de pH, uma vez que o equilíbrio deste fator é fundamental para a fisiologia dos peixes, sendo que um pH baixo acarreta efeitos indiretos sobre os peixes podendo provocar a morte (Oliveira & Goulart, 2000). Segundo Fromm (1980), águas ácidas podem reduzir o potencial reprodutivo, causar danos sobre as membranas e o muco das brânquias, acarretar perda de sal corpóreo e reduzir o transporte de oxigênio pela hemoglobina. Outra variável que pode ser determinante na distribuição de indivíduos na zona fluvial se deve a esta apresentar maiores valores de oxigênio, sendo este fator limitante na atividade fisiológica dos peixes (Rantin & Johansen, 1984; Abdel-Tawwab et al., 2019).

Outro fator que pode influenciar a maior distribuição das espécies na zona fluvial do reservatório de Capivari pode estar relacionado a esta zona apresentar maior disponibilidade de habitats e maior quantidade de material alóctone carregado pelo rio a montante. Segundo Santos et al. (2010), ao realizarem um estudo no reservatório de Funil no rio Paraíba do Sul, verificaram maior riqueza de espécies na zona fluvial do reservatório durante o período chuvoso, atribuindo este fato ao local apresentar uma diversidade mais ampla de habitats e maior inserção de material alóctone trazido pelas inundações neste período. Este fator pode ser atribuído aos resultados encontrados neste trabalho, uma vez que o reservatório de Capivari está situado em uma região onde as chuvas não apresentam um padrão cíclico.

Em vários casos, as características específicas das espécies determinam a sua preferência por uma zona em particular, como é o caso de *M. salmoides* que teve caráter indicativo pela zona lacustre. Esta preferência pode estar associada a zona lacustre apresentar maior transparência da água, o que é uma característica fundamental para espécies piscívoras, as quais utilizam a orientação visual para captura de presas. Segundo Crowl (1989), a espécie *M. salmoides* tende a reconhecer a presa antes do ataque, como tamanho e movimento em águas mais limpas, já em águas mais turvas o ataque ocorre assim que a presa é avistada.

Em pequenos lagos as condições ambientais em uma escala temporal não sofrem grandes variações, porém em um gradiente espacial estas variações são mais significativas quando comparadas com lagos de maior porte (Jackson et al., 2001).

Essa variabilidade pode alterar a distribuição das espécies devido ao stress sofrido pela alteração térmica ou do oxigênio, reduzindo o potencial para interações competitivas de recursos que podem se tornar limitantes no ambiente (Jackson et al., 1992; Jackson et al., 2001).

5. Conclusão

Assim, pode-se determinar que a estrutura da assembleia de peixes no reservatório de Capivari apresentou um padrão de zonação formando duas zonas distintas em um gradiente longitudinal, onde foi verificado maior preferência das espécies pela zona fluvial, sendo influenciado principalmente por esta apresentar menores valores de transparência da água e maiores índices de pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, revelando assim que, estes parâmetros ambientais são excelentes preditores da estrutura espacial da assembleia de peixes no reservatório de Capivari. Portanto, sugerimos mais estudos relacionados a estrutura da assembleia de peixes em reservatórios de hidrelétricas para um melhor manejo dos recursos naturais.

Agradecimentos

A Companhia Paranaense de Energia pelo material fornecido e pela realização das coletas; ao Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia (GERPEL) pela estrutura e equipe disponibilizada durante as análises e a Fundação Universitária de Toledo pelo financiamento das análises.

Referências

- Aarts, B. G. W., Van den Brink, F. W. B. & Nienhuis, P. H. (2004). Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated rivers in Europe: the transversal floodplain gradient. *River Research and Applications*, 20: 3-23.
- Aarts, B. G. W. & P. H. Nienhuis. 2003. Fish zonation and guilds as the basis for the assessment of ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 500: 157-178.
- Abdel-Tawwab, M., Monier, M. N., Hoseinifar, S. H. & Faggio, C. (2019). Fish response to hypoxia stress: growth, physiological, and immunological biomarkers. *Fish physiology and biochemistry*, 45(3): 997-1013.
- Abelha, M. C. & Goulart E. (2004). Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, Maringá, 26(1): 37-45.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M. & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 1119-1132.
- Agostinho, A. A., Julio Jr, H. F. & Borguetti, J. R. (1992). Considerações sobre os impactos do represamento na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. *Revista Unimar*, Maringá, 14: 89-107.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Pelicice, F. M. (2007). *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá, EDUEM, 501p.
- Agostinho, A. A., Miranda, L. E., Bini, L. M., Gomes, L. C., Thomaz, S. M. & Suzuki, H. I. (1999). Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on again. p. 227-265. In: Tundisi, J. G. & Straskraba, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. International Institute of Ecology. São Carlos. The Netherlands Backhuys Publishers, Leiden. *Brazilian Academy of Sciences*, Rio de Janeiro, 585p.
- Angermeier, P. L., Krueger, K. L. & Dolloff, C. A. (2002). Discontinuity in stream-fish distributions: implications for assessing and predicting species occurrence. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, Covelo, California, 519-527 p.
- Barili, E., Agostinho, A. A., Gomes, L. C. & Latini, J. D. (2011). The coexistence of fish species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. *Environmental Biology of Fishes*. 92: 41-52.
- Baumgartner, D. (2010). Zonação, variabilidade e inter-relação da fauna de peixes de dois reservatórios do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. *Tese*, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 76p.
- Baumgartner, G., Pavanelli, C. S., Baumgartner, D., Bifi, A. G., Debona, T. & Frana, V. A. (2012). *Peixes do baixo rio Iguaçu*. Eduem, 203p.
- Bertora, A., Grosman, F., Sanzano, P., & Rosso, J. J. (2021). Fish assemblage structure in a Neotropical urbanised prairie stream exposed to multiple natural and anthropic factors. *Ecology of Freshwater Fish*, 00:1-19.
- Bueno, G. W., Bureau, D., Skipper-Horton, J. O., Roubach, R., Mattos, F. T. D. & Bernal, F. E. M. (2017). Modelagem matemática para gestão da capacidade de suporte de empreendimentos aquícolas em lagos e reservatórios. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52: 695-706.

- Bunn, S. E. & Asthington, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 4: 492-507.
- Cantonati, M., Poikane, S., Pringle, C. M., Stevens, L. E., Turak, E., Heino, J., Richardson, J. S., Bolpagni, R., Borrini, A., Cid, N., Čtvrtlíková, M., Galassi, D. M. P., Hájek, M., Hawes, I., Levkov, Z., Naselli-Flores, L., Saber, A. A., Cicco, M. D., Fiasca, B., Hamilton, P. B., Kubečka, J., Segadelli, S. & Znachor, P. (2020). Características, principais impactos e manejo dos ambientes naturais e artificiais de água doce: consequências para a conservação da biodiversidade. *Água*, 12 (1), 260.
- Crowl, T. A. 1989. Effects of crayfish size, orientation, and movement on the reactive distance of largemouth bass foraging in clear and turbid water. *Hydrobiologia*, 183(2): 133-140.
- Druzian, R. A., Fonseca, J. R. S., Neto, J. C., Debona, T., dos Santos, V. V., da Silva, P. R. L., Maciel, A. L., Orsi, C. H., Fernandes, C., dos Reis, A. N., Fernandes, C. & Baumgartner, G. (2021). Pequena central hidrelétrica afeta a estrutura populacional do lambari do rabo vermelho *Psalidodon aff. fasciatus* (Cuvier 1819). *Research, Society and Development*, 10(10), e51101018582-e51101018582.
- Dufrêne, M. & P. Legendre. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- Esteves, F. D. A. (2011). Fundamentos de Limnologia. (3a ed.), *Interciência*.
- Fernando, C. H. & Holcik, J. (1991). Fish in reservoirs. *Internationale Revue Der Gesamen Hydrobiologie*, 76(2): 149-167.
- Frana, V. A. (2011). Gradientes Espaciais no Reservatório de Foz do Areia – Rio Iguçu. *Dissertação*, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 28p.
- Fromm, P. O. (1980). A review of some physiological and toxicological responses on freshwater fish to acid stress. *Environmental Biology of Fishes*, 5(1): 79-93.
- Galat, D. L. & Zweimüller I. (2001). Conserving large-river fishes: in the highway analogy an appropriate paradigm? *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 266-279.
- Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. (2007). *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*. Maringá: Eduem, 241p.
- Henry, R. (1999). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO: FAPESP. 797p.
- Herder, F. & Freyhof, J. (2006). Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. *Journal Fish Biology*, 69: 571-598.
- Hixon, M. A., Palaca, S. W. & Sandin S. A. (2002). Population regulation: historical context and contemporary challenges of open versus closed systems. *Ecology*, 83: 1490-1508.
- Ishikawa, M., Bleninger, T. & Lorke, A. (2021). Hydrodynamics and mixing mechanisms in a subtropical reservoir. *Inland Waters*, 1-16.
- Jackson, D. A., Somers, K. M. & Harvey, H. H. (1992). Null models and fish communities: evidence of nonrandom patterns. *American Naturalist*, 139: 930-943.
- Jackson, D. A., Peres-Neto, P. R. & Olden, J. D. (2001). What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 157-170.
- Julio-Junior, H. F., Thomaz, S. M., Agostinho, A. A. & Latini, J. D. (2005). Distribuição e caracterização dos reservatórios. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. São Carlos: Rima, 1-16.
- Kennard, M. J., Arthington, A. H., Pusey, B. J. & Harch, B. D. (2005). Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, 50: 174-193.
- Kimmel, B. L. (1990). Reservoir primary productivity. *Reservoir limnology-ecological perspectives*, 133-199.
- Klippel, G., Macêdo, R. L. & Branco, C. W. (2020). Comparison of different trophic state indices applied to tropical reservoirs. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 25(2): 214-229.
- Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29: 115-129.
- Lasne, E., Bergerot, B., Lek, S. & Laffaille, P. (2007). Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire Basin (France). *River Research and Applications*, 23(8): 877-890.
- Lee, H. J., Park, H. K. & Cheon, S. U. (2018). Effects of weir construction on phytoplankton assemblages and water quality in a large river system. *International journal of environmental research and public health*, 15(11): 2348.
- Lowe-McConnell, R. H. (1999). Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. *In Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*, 534 p.
- Luiz, E. A., Gomes, L. C., Agostinho, A. A. & Bulla, C. K. (2003). Influência de processos locais e regionais nas assembleias de peixes em reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*. Maringá, 25(1): 107-114.
- Luiz, E. A. 2006. Influência da construção da hidrelétrica do rio Jordão sobre a ictiofauna: impactos e colonização. *Dissertação*, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 66p.
- Lytle, D. A. & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 94-100.
- Magnuson, J. J., Crowder, L. B. & Medvick, P. A. (1979). Temperature as an ecological resource. *American Zoologist*, 19: 331-343.

- Mantel, N. (1967). The detection of disease clustering and generalized regression approach. *Cancer Research*, 27: 209-220.
- Margalef, R. (1975). Typology of reservoirs. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 19(3): 1841-1848.
- Mather, P. M. (1976). *Computational Methods of Multivariate Analysis in Physical Geography*. London, John Wiley & Sons, 532p.
- Matthews, W. J. (1986). Fish faunal 'breaks' and stream order in the eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes*, 7: 81-92.
- Matthews, W. J. (2012). *Patterns in freshwater fish ecology*. Springer Science & Business Media.
- McCune, B. & Grace, J. B. (2002). *Analyses of Ecological Communities*. Gleneden Beach, Oregon, MjM Software Design, 300p.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (2006). *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Version 5.14. Gleneden Beach, Oregon: MjM Software.
- Miranda, L. E., Habrat, M. D. & Miyazono, S. (2008). Longitudinal Gradients along a Reservoir Cascade. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137: 1851-1865.
- Mirande, J. M. (2009) Weighted parsimony phylogeny of the family Characidae (Teleostei: Characiformes). *Cladistics*, 25(6): 574-613.
- Nelson, J. S. (2006). *Fishes of the World: 1-601*. Published by John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. Publicaciones Especiales. *Instituto Español de Oceanografía*, 21: 185-198.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M. & Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308: 405-408.
- Okada, E. K., Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. (2005). Spatial and temporal gradients in artisanal fisheries of a large Neotropical reservoir the Itaipu Reservoir, Brazil. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*, 62: 714-724.
- Oliveira, E. F. & Goulart, E. (2000). Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum*, 22(2): 445-453.
- Oliveira, E. F., Minte-Vera, C. V. & Goulart, E. (2005). Structure of fish assemblages along spatial gradients in a deep subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay border). *Environmental Biology of Fishes*, 72: 283-304.
- Oyakawa, O. T., Akama, A., Mautari, K. C. & Nolasco, J. C. (2006). *Peixes de riachos da Mata Atlântica nas Unidades de Conservação do Vale do Rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo*. Editora Neotrópica. 201p.
- Pagioro, A. T. (1999). Variações espaço-temporais das características físicas e químicas da água, material em sedimentação e produtividade primária fitoplanctônica no reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil. *Tese*, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 59p.
- Park, Y. S., Kwon, Y. S., Hwang, S. J. & Park, S. (2014). Characterizing effects of landscape and morphometric factors on water quality of reservoirs using a self-organizing map. *Environmental Modelling & Software*, 55: 214-221.
- Petry, A. C. & Schulz, U. H. (2001). Levantamento da comunidade de peixes do rio dos Sinos, RS. *Acta Biologia Leopoldensia*, 23(1): 49-58.
- Petry, A. C. & Schulz, U. H. (2006). Longitudinal changes indicator species of fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 69(1): 272-290.
- Prchalova, M., Kubecka, J., Cech, M., Frouzova, J., Drastík, V., Hohausová, E., Juza, T., Kratochvil, M., Matena, J., Peterka, J., Riha, M., Tuser, M. & Vasek, M. (2009). The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*, 18(2): 247-260.
- Prchalova, M., Kubecka, J., Vasek, M., Peterka, J., Sed'a, J., Juza, T., Riha, M., Jarolim, O., Tuser, M., Kratochvil, M., Cech, M., Drastík, V., Frouzova, J. & Hohausova, E. (2008). Distribution patterns of fishes in a Canyon-Shaped reservoir. *Journal of Fish Biology*, 73(1): 54-78.
- Rantín, F. T. & Johansen, K. (1984). Responses of the teleost *Hoplias malabaricus* to hypoxia. *Environmental Biology of Fishes*, 11(3): 221-228.
- Reis, R. E., Kullander, S. O. & Ferraris, C. J. (2003). *Check list of the freshwater fishes of south and central América*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 742p.
- Resende, D. L. M. C. & Takeda, A. M. (2007). Larvas de Chironomidae (Diptera) em três Reservatórios do Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias*, 9(2):167-176.
- Rodríguez, M. A. & Lewis Jr, W. M. (1997). Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67(1): 109-128.
- Ross, S. T., Knight, J. G. & Wilkins, S. D. (1990). Longitudinal occurrence of the bayou darter (Percidae: *Etheostoma rubrum*) in Bayou Pierre – a response to stream order of habitat availability? *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 38(1): 221-233.
- Santos, A. B. I., Terra, B. F. & Araújo, F. G. (2010). Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia*, 27(5): 732-740.
- Schiemer, F. (2000). Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. *Hydrobiologia*, 422: 271-278.
- Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5): 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. (1994). Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1(2): 127-140.

- Thomaz, S. M., Bini, L. M. & Alberti, S. M. (1997). Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. *Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo*. Eduem, 19-37.
- Thornton, K. W. (1990). Perspectives on reservoir limnology. Pp. 1-13. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L. & Payne, F. E. (Eds.). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York, John Wiley & Sons, 246p.
- Thornton, K. W., Kennedy, R. H., Carroll, J. H., Walker, W. W., Gunkel, R. C. & Ashby, S. (1981). Reservoir sedimentation and water quality – an heuristic model. Pp 654-661. In: Stefan H. G. (Ed.). Proceedings of the symposium on surface water impoundments. *American Society of Civil Engineers*, New York, NY.
- Train, S., Rodrigues, L. C., Borges, P. A. F., Pivato, B. M., Jati, S. & Bovo, V. M. (2003). Padrões Espaciais e Temporais de Variação da Biomassa Fitoplanctônica em Três Reservatórios da Bacia do Rio Paraná. pp.47-54. In: *Workshop Produtividade em Reservatórios e Bioindicadores Pronex/CT-Hidro. Anais Universidade Estadual de Maringá/NUPELIA*.
- Vasek, M., Kubecka, J., Peterka, J., Cech, M., Vladislav, D., Hlatiki, M., Prchalova, M. & Frouzová, J. (2004). Longitudinal and vertical spatial gradients in the distribution of fish within a Canyon-Shaped reservoir. *International Review in Hydrobiology*, 89(4): 352-362.
- Vila-Gispert, A., Garcia-Berthou, E. & Moreno-Amich, R. (2002). Fish zonation in Mediterranean stream: effect of human disturbances. *Aquatic Sciences*, 64(2): 163-170.
- Wootton, R. J. (1998). Behavioural Ecology of Teleost Fishes J.-GJ Godin (ed.). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8(4), 493.
- Zimmerman, G. M., Goetz, H. & Mielke Jr, P. W. (1985). Use of an improved statistical method for group comparisons to study effects of prairie fire. *Ecology*, 66(2): 606-611.