



Universidade Federal de Uberlândia – Instituto de
Biologia

Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação de Recursos
Naturais



**PEIXES A JUSANTE DE EMPREENDIMENTOS
HIDRELÉTRICOS NO RIO PARANAÍBA, MG:
VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DAS
COMUNIDADES, AVALIAÇÃO DO MONITORAMENTO
CONTÍNUO E MODELO DE PREDIÇÃO PARA
MITIGAÇÃO DE RISCO NA INTERAÇÃO PEIXE-USINA.**

MATEUS MOREIRA DE CARVALHO

2018

Mateus Moreira de Carvalho

**PEIXES A JUSANTE DE EMPREENDIMENTOS
HIDRELÉTRICOS NO RIO PARANAÍBA, MG:
VARIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DAS
COMUNIDADES, AVALIAÇÃO DO MONITORAMENTO
CONTÍNUO E MODELO DE PREDIÇÃO PARA
MITIGAÇÃO DE RISCO NA INTERAÇÃO PEIXE-USINA.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

Orientadora:

Prof^a Dr^a Ariádine Cristine de Almeida

UBERLÂNDIA

JUNHO 2018

C331p
2018 Carvalho, Mateus Moreira de, 1978
Peixes a jusante de empreendimentos hidrelétricos no rio Paranaíba, MG [recurso eletrônico] : variação espacial e temporal das comunidades, avaliação do monitoramento contínuo e modelo de predição para mitigação de risco na interação peixe-usina / Mateus Moreira de Carvalho. - 2018.

Orientadora: Ariádine Cristine de Almeida.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.1339>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

1. Ecologia. 2. Usinas hidrelétricas. 3. Peixe - Ecologia. 4. Monitoramento ambiental. I. Almeida, Ariádine Cristine de, 1985, (Orient.) II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

Angela Aparecida Vicentini Tzi Tziboy – CRB-6/947



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de
Recursos Naturais
Av. Pará, 1720 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
Telefone: (34) 3225-8641 - Campus Umuarama - <http://www.ppgeco.ib.ufu.br/>



ATA

Ata da defesa de DISSERTAÇÃO DE MESTRADO junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais - Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia.

Defesa da **Dissertação de Mestrado Acadêmico n° 268/PPGECR**

Data: **07 de junho de 2018**

Discente: **11612ECR010 – Mateus Moreira de Carvalho**

Título da Dissertação: **“Peixes a jusante de empreendimentos hidrelétricos no rio Paranaíba, MG: variação espacial e temporal das comunidades, avaliação do monitoramento contínuo e modelo de predição para mitigação de risco na interação peixe-usina”**

Área de concentração: **Ecologia**

Linha de pesquisa: **Ecologia de comunidades e ecossistemas**

Vinculação ao Projeto de Pesquisa: **Avaliação da qualidade ambiental da bacia do rio Uberabinha (MG): uma abordagem integrada utilizando parâmetros físico-químicos e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores**

Às **14:30 horas** do dia **07 de junho** do ano de **2018**, no **auditório do Bloco 4G** – Campus Umuarama, da Universidade Federal de Uberlândia reuniu-se a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, composta pelos Doutores: **Giuliano Buzá Jacobucci (UFU)**, **Paulo dos Santos Pompeu (UFLA)** e **Ariádine Cristine de Almeida (UFU)** orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos, o(a) Presidente da mesa, Dr(a). Ariádine Cristine de Almeida apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradecendo a presença do público e concedendo ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente, o tempo de arguição e resposta foram estabelecidos conforme as normas do Programa.

A seguir, o(a) Senhor(a) Presidente concedeu a palavra aos examinadores, que passaram a arguir o(a) candidato(a). Finalizada a arguição, que ocorreu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu os conceitos finais.

Em face do resultado obtido, a Banca Examinadora considerou o(a) candidato(a) Aprovado(a), sugerindo novo título para o trabalho (quando couber):

Esta defesa de Dissertação de Mestrado Acadêmico é parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre. O competente diploma será expedido após o cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar, foram encerrados os trabalhos às 16 horas e 55 minutos. Foi lavrada a presente ata que, após lida e aprovada, foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Paulo dos Santos Pompeu, Usuário Externo**, em 08/06/2018, às 14:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Giuliano Buza Jacobucci, Professor(a) do Magistério Superior**, em 12/06/2018, às 12:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ariadine Cristine de Almeida, Professor(a) do Magistério Superior**, em 13/06/2018, às 21:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0511366** e o código CRC **75254D01**.

Mateus Moreira de Carvalho

**PEIXES A JUSANTE DE EMPREENDIMENTOS
HIDRELÉTRICOS NO RIO PARANAÍBA, MG:
VARIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DAS
COMUNIDADES, AVALIAÇÃO DO MONITORAMENTO
CONTÍNUO E MODELO DE PREDIÇÃO PARA
MITIGAÇÃO DE RISCO NA INTERAÇÃO PEIXE-USINA.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

APROVADO em 7 de junho de 2018

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu

UFLA

Prof. Dr. Giuliano Buzá Jacobucci

UFU

Profª Drª Ariádine Cristine de Almeida

UFU

(Orientadora)

UBERLÂNDIA

Junho 2018

ÍNDICE

1	Resumo.....	1
2	Abstract.....	2
3	Introdução geral.....	3
4	Referências bibliográficas.....	5
Capítulo 1.....		7
1	Resumo.....	7
2	Abstract.....	8
3	Introdução.....	9
4	Material e Métodos.....	12
5	Resultados.....	17
6	Discussão.....	36
7	Referências bibliográficas.....	45
Capítulo 2.....		56
1	Resumo.....	56
2	Abstract.....	57
3	Introdução.....	58
4	Material e Métodos.....	60
5	Resultados.....	63
6	Discussão.....	65
7	Referências Bibliográficas.....	68

1 Resumo

A capacidade de geração de energia de um país é um dos pilares para o seu desenvolvimento. No Brasil são utilizadas várias fontes de energia, sendo predominante a hidrelétrica. Porém, sabe-se que a construção, operação e manutenção de usinas hidrelétricas podem causar uma série de impactos no ambiente, como degradação de habitat, fragmentação de populações, perda de produtividade e diminuição da área de ocorrência de várias espécies, dentre as quais estão incluídos os peixes. Este estudo buscou avaliar a estrutura de comunidades de peixes, eficiência da amostragem empregada e possíveis efeitos na redução do esforço amostral empregado, além de verificar a influência dos fatores abióticos nessas comunidades de acordo com o funcionamento de duas usinas hidrelétricas, Emborcação (EM) e São Simão (SS), no rio Paranaíba, Minas Gerais, Brasil. Também foi construído um modelo de predição para biomassa de peixes aprisionada em eventos de drenagem de unidades geradoras (UG) das usinas, assim como definidas faixas de risco de aprisionamento de quantidades de peixes consideradas muito altas, o que elevaria o risco de morte destes. Peixes foram coletados bimestralmente com redes de emalhar com malhas 3, 4, 6, 7 e 8 cm, com esforço amostral total de 403,5 m², entre outubro/2010 e agosto/2016. As variações espaciais e temporais dos índices ecológicos abundância, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância foram avaliadas com ANOVA. A eficiência de amostragem (EA) foi obtida pela razão entre riqueza observada e média dos estimadores de riqueza. A relação entre os fatores abióticos e as comunidades comunidade foi avaliada com DistLM. Foram testadas diferenças dos índices ecológicos entre subamostras do esforço total com o todo, usando teste *t* pareado. Para o modelo de predição foi utilizada regressão linear da CPUE com biomassa resgatada. Foi solucionado o modelo com $y = 200$ e 500 para definição das faixas de risco. As comunidades dos pontos amostrais apresentaram estruturação diferente durante estação chuvosa e semelhante na estação seca, indicando a importância da sazonalidade como agente estruturador das comunidades. A amostragem foi considerada satisfatória, com EA de 85%. Cinco fatores abióticos explicaram 37% da variabilidade da matriz biótica para EM, enquanto quatro fatores explicaram 35% para SS. O esforço amostral pode ser diminuído, desde que o objetivo dos monitoramentos seja amostrar apenas densidade de peixes a jusante das usinas. O modelo delineado para EM apresentou $R^2=0,89$, sendo capaz de prever biomassa resgatada em drenagem de UG. CPUEs limítrofes para inferir risco foram 36 e 40 peixes/100m². Para SS, não foi possível definir modelo e faixas de risco dada a falta de correlação entre as variáveis. Devido à sazonalidade observada tanto da estrutura das comunidades, quanto dos fatores abióticos que a regulam, é recomendável a execução de manobras de risco potencial para a ictiofauna durante a estação seca em detrimento da estação chuvosa. Os resultados podem auxiliar tomadas de decisão relativas às boas práticas ambientais para os gestores dos empreendimentos da área de estudo, já que servem como ferramenta para mitigação do risco de ocorrência de morte de peixes nas usinas

Palavras-chave: eficiência amostral, estimadores de riqueza, índices ecológicos, monitoramento, usinas hidrelétricas.

2 Abstract

The energy generation capacity of a country is one of the pillars for its development. In Brazil, several sources of energy are used, the hydroelectric power being predominant. However, it is known that the construction, operation and maintenance of hydroelectric plants can cause a series of impacts on the environment, such as habitat degradation, population fragmentation, loss of productivity and reduction of the occurrence area of species, among which are included fishes. This study aimed to evaluate the fish community structure, the efficiency of the sampling used and possible effects on the reduction of the sampling effort employed, also to verify the influence of the abiotic factors in these communities and to associate it according to the operation of two hydroelectric powerplants, Emborcação (EM) and São Simão (SS), on the Paranaíba river, Minas Gerais, Brazil. Also, a prediction model was developed for the amount of fish biomass confined in turbine (GU) dewaterings, as well as risk ranges for quantities of fish confined considered very high, which would increase the risk of death of these during dewaterings. Fish were sampled bimonthly with gill nets of 3, 4, 6, 7 and 8 cm mesh, with total sampling effort of 403.5 m², between October / 2010 and August / 2016. The spatial and temporal variations of the ecological indices abundance, richness, diversity, equitability and dominance were evaluated with ANOVA. The sampling efficiency (*SE*) was obtained by the ratio between observed richness and mean of the richness estimators. The relation between abiotic factors and community was evaluated with DistLM. Differences of ecological indices between subsamples and total effort were tested using the paired *t* test. For the prediction model, linear regression of the CPUE with recovered fish biomass was used. The model with $y = 200$ and 500 was solved for risk bands definition. The communities of the sampling points had different structure during rainy season and similar in the dry season, indicating the importance of seasonality as a structuring agent of the communities. Sampling was considered satisfactory, with *SE* of 85%. Five abiotic factors explained 37% of the variability of the biotic matrix for EM while four factors explained 35% for SS. The sampling effort can be reduced, provided that the objective of the monitoring is to sample only the fish density downstream the dams. The model outlined for EM presented $R^2 = 0.89$, being able to predict biomass recovered during GU dewatering. CPUEs to infer risk were 36 and 40 fish / 100 m² for EM. For SS, it was not possible to define model and risk ranges given the lack of correlation between the variables. Due to the observed seasonality of both the structure of the communities and the abiotic factors that regulate it, it is recommended the execution of maneuvers of potential risk to the ichthyofauna during the dry season in detriment of the rainy season. The results can help decision-making regarding good environmental practices for managers of the enterprises in the study area, since they serve as a tool to mitigate the risk of fish death in the dams.

Keywords: ecological indices, fish recovery, monitoring, sampling efficiency, richness estimators, prediction model.

3 Introdução geral

A inauguração das primeiras usinas com reservatórios maiores que 1000 m² na década de 60 do século XX marcou a história da exploração do recurso hidráulico no Brasil (Godinho, Loures, 2017). Porém, a instalação das primeiras usinas hidrelétricas no Brasil ocorreu no final do século XIX, especificamente em Minas Gerais (Cachapuz, 2006). No ano de 2016 cerca de 65% da energia gerada era de fonte hidroelétrica (ANEEL, 2015). Apesar da recente crise econômica, com recente estagnação do crescimento econômico do Brasil, a produção de energia continua e continuará sendo um dos pilares de sustentação da economia (ANEEL, 2008), pois é o insumo inicial de praticamente toda a cadeia de produção.

A construção e operação de usinas causam impactos, abrangendo desde a população humana, fauna e flora, até alterações abióticas, como carreamento de sedimentos, perda de solos, alterações na hidrologia, dentre outros (Junk, Mello, 1990). Durante a fase de construção e enchimento do reservatório a transformação do ambiente lótico em lêntico altera o tempo de renovação da água, promove estratificação térmica, que altera o ciclo de nutrientes e a distribuição dos organismos (Agostinho *et al.*, 2007). O oxigênio dissolvido na água pode apresentar valores reduzidos ou ficar ausente devido à decomposição de biomassa alagada (Esteves, 1988), principalmente em reservatórios tropicais no caso de alagamento de florestas (Tundisi *et al.*, 1991). Já na fase de operação das usinas, oscilações do nível da água alteram a estrutura das comunidades de peixes favorecendo espécies oportunistas e afetando negativamente as de equilíbrio e sazonais (Winemiller *et al.*, 1992). Nos anos iniciais, há elevada abundância de peixes, sugerindo intensa mobilidade dos indivíduos no recém-formado reservatório (Agostinho *et al.*, 2007), mas essa riqueza tende a diminuir à medida que o reservatório envelhece (Agostinho *et al.*, 2008).

A variação da velocidade da água a jusante das usinas, devido à variabilidade da descarga em diferentes escalas temporais e vazões extremas frequentes, exerce controle sobre os habitats e organismos presentes (Neiff, 1990). Há alteração na hidrografia do rio, com atenuação da oscilação do nível da água durante cheias, que tende a ser mais atenuada ainda quando há sucessivos represamentos em um mesmo rio (Agostinho *et al.*, 2007), prejudicando severamente espécies cujos ciclos reprodutivos são sazonais, como os peixes migradores. Pode também ocorrer acúmulo de peixes nas imediações

da usina (Loures, Godinho, 2017), que podem ser cardumes realizando migração reprodutiva ou juvenis em dispersão (Agostinho *et al.*, 2007).

A operação e manutenção das usinas hidrelétricas podem impactar os peixes presentes imediatamente a jusante do empreendimento. Peixes podem entrar nos tubos de sucção durante paradas de unidades geradoras (Andrade *et al.*, 2012). Dependendo dos procedimentos adotados pela usina, há risco de acidentes ambientais das mais variadas magnitudes durante as paradas (desligamento das turbinas e parada da produção de energia) e partidas (as turbinas são colocadas em movimento para iniciar a produção de energia) de unidades geradoras. Estudos conduzidos na usina de Três Marias, no rio São Francisco, recomendam que manobras com potencial risco de causar danos aos peixes sejam feitas durante estação seca, quando a abundância de peixes no canal de fuga é menor (Andrade *et al.*, 2012; Loures, Pompeu, 2012, 2015). Devido ao enorme número de usinas instaladas no Brasil, estudos com abordagem na interação peixes-usina devem ser conduzidos em outros locais sob influência de usinas, tendo em vista que comunidades de peixes já são diferentes dentro de um mesmo rio (Souza *et al.*, 2017). Dependendo de sua estruturação, a comunidade de peixes poderá responder de forma diferente aos distúrbios causados no ambiente pela operação de usinas hidrelétricas (Agostinho *et al.*, 2007). Assim, conhecer a ictiofauna, sua distribuição e abundância, nas proximidades de usinas, possibilita a proposição de medidas de mitigação do risco de que mortandades ocorram.

Os objetos deste estudo são as comunidades de peixes a jusante das usinas hidrelétricas de Emborcação e São Simão, no rio Paranaíba, divisa entre os estados de Minas Gerais e Goiás. Os objetivos foram caracterizar e avaliar a variação das duas comunidades ao longo do tempo, verificar os possíveis fatores abióticos que influenciam a estruturação dessas comunidades, avaliar se o esforço amostral empregado nos monitoramentos realizados periodicamente nesses locais pode ser alterado sem perda da qualidade da informação coletada, criar modelo de predição para a quantidade de peixes que podem ser aprisionados em eventuais paradas de máquinas com resgate de peixes e propor faixas de risco para realização de manobras potencialmente nocivas à ictiofauna baseadas na abundância de peixes no canal de fuga das usinas.

A dissertação está organizada em dois capítulos. O primeiro aborda temas relativos à ecologia das comunidades de peixes, índices ecológicos, comparações espaço-temporais das comunidades e a influência dos fatores abióticos nestas. O segundo capítulo contém a avaliação do esforço amostral empregado nos monitoramentos da ictiofauna realizados nas imediações das usinas, construção do modelo de predição de biomassa de peixes aprisionados e criação de faixas de risco para a ictiofauna na execução de manobras das usinas. Os capítulos foram redigidos seguindo as normas do periódico *Neotropical Ichthyology* (exceto a tradução integral para o inglês), da Sociedade Brasileira de Ictiologia, para qual serão submetidos para publicação.

4 Referências bibliográficas

Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Atlas de energia elétrica do Brasil. Brasília: Aneel; 2008.

Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). BIG - Banco de Informações de Geração. 2015. Available from: <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem; 2007.

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*. 2008; 68(4): 1119-32. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>

Andrade F, Prado IG, Loures RC, Godinho AL. Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2012; 10: 723-30. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400005>

Cachapuz PBB. Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil 1952-2005. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil; 2006.

Esteves FA. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência; 1988.

Godinho AL, Loures RC. Risk of fish death at Brazilian hydropower plants. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 19-36 (Série Peixe Vivo; 6).

Junk WJ, Mello JAS. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos avançados*. 1990; 4(8): 126-43. <https://doi.org/10.1590/S0103-40141990000100010>

Loures RC, Godinho AL, Silva RJ, Andrade FR, Rêgo ACL, Carvalho MM *et al.* Methodology for risk assessment of fish death at hydropower plants. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 37-70 (Série Peixe Vivo: 6).

Loures RC, Pompeu PS. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2012; 10 (4): 731-40. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400006>

Loures RC, Pompeu PS. Seasonal and diel changes in fish distribution in a tropical hydropower plant tailrace: evidence from hydroacoustic and gillnet sampling. *Fisheries Management and Ecology*. 2015; 22(3): 185-96. <https://doi.org/10.1111/fme.12116>

Neiff JJ. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*. 1990;.15(6): 424-41.

Souza RCR, Rodrigues RR, Rêgo ACL, Araújo AR, Prado IG, Carvalho M.M. *et al.* Fish diversity downstream of hydropower plants of the upper Paraná river basin, Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 97-128 (Série Peixe Vivo, 6).

Tundisi TM, Tundisi JG, Saggio A, Neto AO, Espindola EG. Limnology of Samuel Reservoir (Brazil, Rondonia) in the filling phase. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*. 1991; 24(3): 1482-88. <https://doi.org/10.1080/03680770.1989.11899006>

Winemiller KO, Rose KA. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1992; 49(10): 2196-218. <https://doi.org/10.1139/f92-242>

Capítulo 1

PEIXES A JUSANTE DE DOIS EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS NO RIO PARANAÍBA, MG: ESTRUTURA, VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL E INFLUÊNCIA DOS FATORES ABIÓTICOS NAS COMUNIDADES.

1 Resumo

Este estudo buscou avaliar a estrutura de comunidades de peixes e a eficiência da amostragem empregada, além de verificar a influência dos fatores abióticos nas comunidades de acordo com o funcionamento de duas usinas hidrelétricas, Emborcação (EM) e São Simão (SS), no rio Paranaíba, Minas Gerais. Peixes foram coletados, bimestralmente, com redes de emalhar entre outubro/2010 e agosto/2016. As variações espaciais e temporais da abundância, riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância foram avaliadas com ANOVA. A eficiência de amostragem (EA) foi obtida pela razão entre riqueza observada e média dos estimadores de riqueza. A relação fatores abióticos e comunidade foi avaliada com DistLM. As comunidades dos pontos amostrais apresentaram estruturação diferente a durante estação chuvosa e semelhante na estação seca, indicando a importância da sazonalidade como agente estruturador das comunidades. A amostragem foi considerada satisfatória, com EA de 85%. Cinco fatores abióticos explicaram 37% da variabilidade da matriz biótica para EM, enquanto quatro fatores explicaram 35% para SS. Devido à sazonalidade observada tanto da estrutura das comunidades quanto dos fatores abióticos que a regulam, é recomendável a execução de manobras de risco potencial para a ictiofauna durante a estação seca em detrimento da estação chuvosa.

Palavras-chave: diversidade, eficiência amostral, estimadores de riqueza, ictiofauna, índices ecológicos, invasão.

2 Abstract

This study aimed to evaluate fish communities structure and the efficiency of the sampling method used, as well to verify the influence of the abiotic factors in these communities and to associate it with the operation of two hydroelectric plants, Emborcação (EM) and São Simão (SS), in Paranaíba river, Minas Gerais. Fish were collected with gill nets between October/2010 and August/2016. Spatial and temporal variations of abundance, richness, diversity, equitability and dominance were evaluated with ANOVA. The sampling efficiency (EA) was obtained from the rate of observed richness and mean of the diversity estimators. Abiotic factors/community relations were evaluated with DistLM. Structural differences in communities were observed for rainy season, while their structure were similar during dry season, indicating the importance of seasonality as a structuring agent of the communities. Sampling was considered satisfactory, with EA of 85%. Five abiotic factors explained 37% of the variability of the biotic matrix of EM, and four abiotic factors explained 35% for SS. Due to the seasonality of communities structure and abiotic factors that regulate them, it is recommended that dam procedures that have potencial for fish kills may be performed during dry season instead of rainy season.

Key words: diversity, ichthyofauna, invasion, richness estimators, sampling efficiency.

3 Introdução

A capacidade de geração de energia de um país é um dos pilares para o seu desenvolvimento. No Brasil são utilizadas várias fontes de energia, sendo predominante a hidrelétrica, que corresponde a 65 % da potência instalada (ANEEL, 2016). Apesar de usar apenas água para sua produção, que é uma fonte não fóssil e renovável (Goldemberg, Lucon, 2007), o processo de geração de energia pelos aproveitamentos hidrelétricos causa alguns ônus ambientais. Um fator primordial para a geração de energia hidrelétrica é a interrupção do fluxo natural de um determinado rio através da construção de barragens. Estas podem causar uma série de impactos no ambiente, como degradação de habitat, fragmentação de populações, perda de produtividade e diminuição da área de ocorrência de espécies (Van Looy *et al.*, 2014). Em seu estudo sobre os impactos dos futuros empreendimentos na região amazônica, Junk, Mello (1990) estimaram 15 impactos ecológicos, abrangendo desde a população humana, fauna e flora, até algumas características abióticas, como carreamento de sedimentos, perda de solos, alterações na hidrologia, dentre outros.

Com relação à ictiofauna, o principal impacto a montante da barragem, no reservatório, é a transformação do ambiente lótico em lêntico que, inicialmente gera aumento da riqueza de espécies de peixes devido à incorporação de diversos habitats (Agostinho *et al.*, 2008). Mas, segundo os mesmos autores, essa riqueza tende a diminuir à medida que o reservatório envelhece. Já a jusante da barragem, há impactos diretos na ictiofauna devido às alterações do fluxo de água e controle do regime de cheias gerados pela operação dos empreendimentos hidrelétricos. Além disso, a barragem bloqueia o livre trânsito dos peixes, ocasionando acúmulo de cardumes no sopé da usina, principalmente em eventos de migração reprodutiva de adultos ou dispersão de jovens (Agostinho *et al.*, 2007a). Quando o acúmulo de peixes acontece concomitantemente a alguns procedimentos operacionais da usina (*e.g.* drenagem de unidade geradora, partida de unidade geradora e reversão síncrono-gerador), o risco de que peixes venham a morrer em decorrência dos efeitos dessas manobras é potencializado (Andrade *et al.*, 2012). As consequências de acidentes ambientais com morte de peixes podem acarretar, além do impacto ecológico, prejuízo da imagem de empresas do setor hidroenergético, autuações e até embargo do empreendimento (Rêgo *et al.*, 2017).

A riqueza da ictiofauna da água doce na região neotropical é estimada em 6025 espécies (Reis *et al.*, 2003), podendo chegar a 8000 (Schaefer, 1998), sendo essa projeção considerada bastante razoável (Buckup *et al.*, 2007). No Brasil, o qual apresenta uma das maiores redes hidrográficas do mundo, estima-se uma riqueza de 2587 espécies distribuídas exclusivamente em ambientes de água doce (Buckup *et al.*, 2007). Dentre as bacias hidrográficas brasileiras, a do rio Paraná é a segunda maior em termos de área de drenagem, ficando atrás apenas da bacia Amazônica (Stevaux *et al.*, 1997). A bacia do rio Paraná conta com a ocorrência pouco mais de 300 espécies (Langeani *et al.*, 2007), sendo que ainda há descrição de novas espécies a cada ano (Tencatt *et al.*, 2014; Serra, Langeani, 2015; Roxo *et al.*, 2016). Além disso, a ictiofauna da bacia do Paraná é a mais estudada da América do Sul (Agostinho *et al.*, 2008), notadamente em sua porção alta, nos estados do Paraná e São Paulo (*e.g.* Britski, 1972; Agostinho *et al.* 2003, 2007b; Petry *et al.*, 2013). Porém, de acordo com um levantamento sobre os estudos de peixes conduzidos na bacia, Galves *et al.* (2009) afirmam que há locais onde ainda não há estudos, ou estes ainda não foram publicados. Entre tais locais, encontra-se Minas Gerais, que abriga as duas sub-bacias formadoras do rio Paraná: a do rio Grande e do rio Paranaíba.

Identificar padrões nas assembleias de peixes e os fatores responsáveis por impulsionar suas interações são desafios para ecólogos de sistemas aquáticos, principalmente em ambientes modificados (Baumgartner *et al.*, 2018). Tais modificações alteram as interações interespecíficas, dificultando a previsão da organização dessas assembleias. Além do aspecto biótico, fatores hidrodinâmicos, químicos e ambientais podem influenciar a dinâmica das populações (Marchetti, Moyle, 2001) e, conseqüentemente, a estrutura da comunidade de peixes (Kauffman, Pinheiro, 2009). Fatores hidrodinâmicos como vazão defluente, duração e intensidade das cheias, podem atrair peixes para as proximidades de uma usina hidrelétrica (Clay, 1995) ou determinar o sucesso de recrutamento (Suzuki *et al.*, 2009). O oxigênio dissolvido na água, como fator químico, é responsável por uma série de respostas na comunidade de peixes, incluindo alterações no metabolismo e no comportamento (Doudoroff, Shumway, 1970; Kramer, 1987). Temperatura da água, como fator ambiental, é determinante na distribuição das espécies de peixes (Buisson *et al.*, 2007), como o mandi (*Pimelodus maculatus*, Lacepede 1803), por exemplo, cuja abundância é correlacionada a esse fator (Dei Tos *et al.*, 2002). Por fim, é importante ressaltar que todos esses fatores

influenciam simultaneamente as comunidades, como verificado por Loures, Pompeu (2012) em pesquisa realizada no rio São Francisco. Os autores verificaram que a vazão defluente e precipitação explicaram 73% da variância observada no número de indivíduos capturados a jusante da Usina Hidrelétrica de Três Marias.

A maioria dos estudos ictiológicos têm abrangência temporal reduzida, abordando períodos não maiores que dois anos (*e.g.* Lima *et al.*, 2013; Dutra *et al.*, 2014; Rosa *et al.*, 2016). Alguns poucos possuem uma abrangência temporal maior, mas utilizam dados coletados de forma descontínua e não totalmente padronizados (*e.g.* Fernandes *et al.*, 2007). Estudos mais longevos são capazes de captar e avaliar fenômenos climáticos ou biológicos mais lentos ou duradouros, como o efeito do *El Niño* na biota da planície de inundação do rio Paraná (Agostinho *et al.*, 2013) ou o efeito das variações plurianuais dos pulsos de cheias no Pantanal Mato-Grossense (Mourão *et al.*, 2013). Tais eventos podem não ser abordados, ou nem percebidos, em estudos de curta duração. Além disso, coletas totalmente padronizadas contribuem para uma obtenção de informações mais fidedignas, assegurando que as mesmas estão sendo coletadas de forma consistente ao longo do tempo e espaço (Kwak, Peterson, 2007).

Reconhecendo que há impactos gerados por empreendimentos hidrelétricos na ictiofauna na região do rio Paranaíba, em associação à ausência de informações sobre a composição da mesma, no presente estudo será feita a caracterização de tal ictiofauna imediatamente a jusante de dois empreendimentos hidrelétricos. Ao analisar séries de coletas padronizadas, dados operacionais das usinas e fatores abióticos, será possível verificar padrões de flutuação ou alterações na composição da ictiofauna em diferentes locais e ao longo do tempo. Além disso, será possível encontrar relações entre a ictiofauna e alguns fatores abióticos mensurados (pluviosidade, temperatura do ar e da água, transparência e oxigênio dissolvido na água, vazões e níveis de água nas usinas). É esperado, por meio do presente estudo, que as maiores abundâncias sejam registradas durante a estação chuvosa, quando algumas espécies realizam migrações reprodutivas. Por fim, será avaliada a contribuição da operação de cada uma das usinas para a manutenção de estoques de peixes a jusante das mesmas. Espera-se que a abundância de peixes se correlacione com a vazão defluente, pois o aumento da última pode ser considerado um evento de cheia do rio, induzindo a movimentação de cardumes, e conseqüentemente, o acúmulo de peixes nas proximidades da usina. Assim, acredita-se que os resultados poderão subsidiar ações corretivas e operacionais relacionadas à morte

de peixes em empreendimentos hidrelétricos, aumentando a segurança ambiental da operação das usinas.

4 Material e Métodos

Área de estudo

O rio Paranaíba nasce no estado de Minas Gerais, Brasil, e percorre 1008 km até juntar-se com o rio Grande, onde se forma o rio Paraná. Com área de drenagem de 222,711 km², sua sub-bacia ocupa 25,4 % da bacia do rio Paraná e 2,6% do território nacional (CBH Paranaíba, 2017). Atualmente há quatro usinas hidrelétricas no rio Paranaíba. Emborcação, mais a montante, fica entre os municípios de Araguari, MG e Catalão, GO. Em seguida estão as usinas de Itumbiara, Cachoeira Dourada e por último, São Simão, localizada entre Santa Vitória, MG e São Simão, GO.

Os dois pontos amostrais do presente estudo estão situados no rio Paranaíba, imediatamente a jusante das usinas hidrelétricas de Emborcação (EM) (*lat* - 18,4515579784; *long* -47,9871301044) e São Simão (SS) (*lat* -19,01911994986; *lon* -50,4993287460) (Fig. 1). EM, que iniciou sua operação comercial em 1984, é uma que usina com quatro unidades geradoras, cada qual com 298 MW de potência e engolimento de 239,5 m³/s. Já SS, com operação iniciada em 1978, possui seis unidades geradoras, cada uma com potência de 285 MW e engolimento de 425 m³/s (Loures, Godinho, 2017). Ambas usinas utilizam seus reservatórios em regime de acumulação (Cachapuz, 2006). Os pontos amostrais localizam-se o mais próximo possível do canal de fuga de cada usina, o qual corresponde à região onde a água é restituída à calha do rio após passar pelas turbinas. Os pontos amostrais não foram escolhidos aleatoriamente, pois tivemos como objetivo amostrar os peixes que se encontram em tais locais.

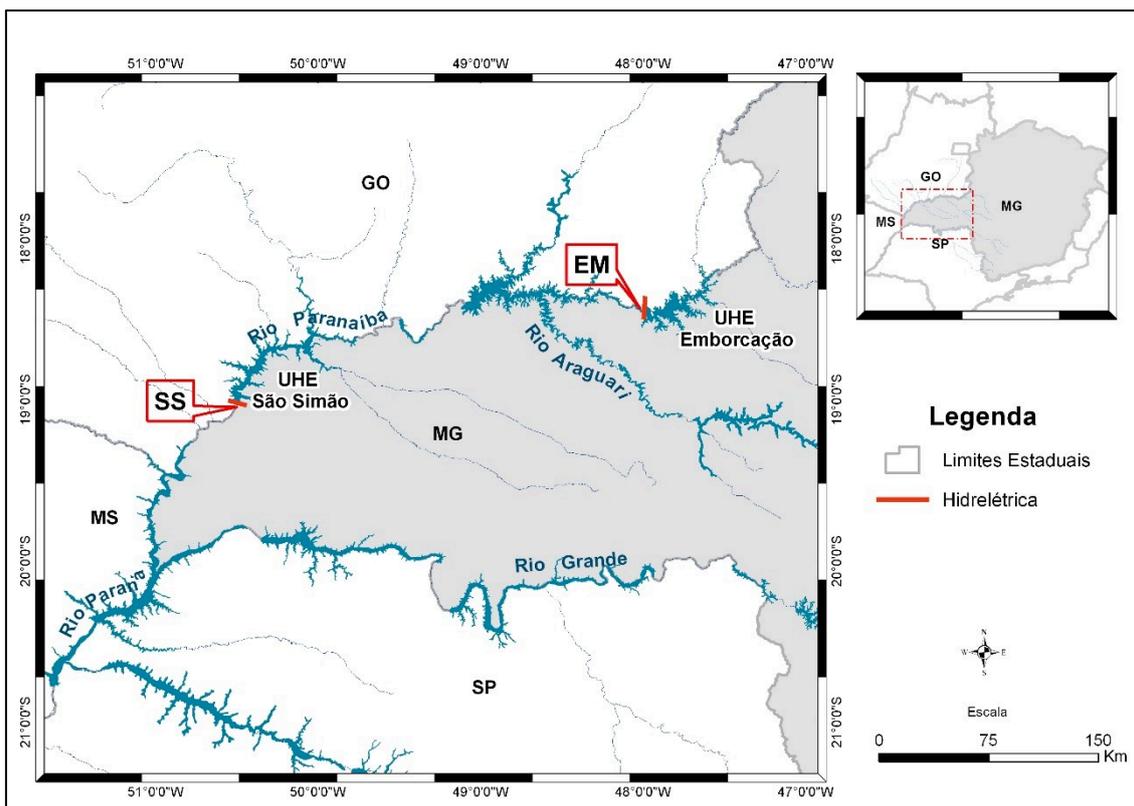


Fig. 1. Localização dos pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba, Minas Gerais.

Amostragem biótica e abiótica

Os peixes foram coletados, a cada bimestre, entre outubro de 2010 e agosto de 2016, totalizando 42 campanhas em cada ponto. Em cada campanha foi empregado esforço de pesca de 240 m lineares de redes de espera, divididos em três conjuntos, cada qual contendo cinco redes com malhas de 3, 4, 6, 7 e 8 cm entre nós opostos, totalizando uma área amostral de 403,5 m². As redes foram instaladas em cada um dos pontos no fim da tarde e retiradas na manhã do dia seguinte, ficando submersas por volta de 14 horas. As espécies coletadas foram identificadas conforme Graça, Pavanelli (2007) e Langeani, Rêgo (2014). Os cascudos do gênero *Hypostomus* foram mantidos como uma unidade taxonômica devido à dificuldade de se identificar esse grupo em nível de espécie. Foi registrada a abundância total para cada espécie.

Dados relativos aos fatores abióticos foram coletados concomitantemente à coleta de peixes. Para a transparência da água (*Transp*) foi utilizado disco de Secchi, com medições realizadas pela manhã, entre 07:00 e 08:30 em local sem escoamento da água pronunciado e contra o sol (Esteves, 1988). Para medir o oxigênio dissolvido (*OD*) e a temperatura da água (*T_{água}*) foi utilizado oxímetro digital da YSI, modelo 550A.

Dados climatológicos, *i.e.* precipitação mensal acumulada ($Prec$) e temperatura do ar (T_{ar}), foram obtidos no site do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017). Foram utilizados dados provenientes das estações meteorológicas de Catalão, GO e Capinópolis, MG, as quais são as mais próximas dos pontos amostrais EM e SS, respectivamente. Dados das vazões afluente (Q_a) e defluente (Q_d), nível da água de montante (NA_m) e jusante (NA_j) em EM e SS foram fornecidos pela Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig).

Para definir os períodos relativos às estações seca e chuvosa, foram utilizados os dados das Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990 / Precipitação acumulada mensal e anual das estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) de Catalão e Capinópolis. A estação chuvosa correspondeu ao período de outubro a março (88% da precipitação anual acumulada) e a seca, de abril a setembro em ambos os locais (INMET, 2017). Desta forma, para as análises temporais, foram considerados os anos hidrológicos com início em outubro de um determinado ano e final em setembro do ano seguinte. Assim, o Ano I compreendeu o período entre outubro de 2010 e setembro de 2011, o Ano II foi de outubro de 2011 a setembro de 2012 e assim sucessivamente até o Ano VI, que foi de outubro de 2015 a setembro de 2016.

Análise de dados

Para cada espécie, foram determinados sua constância (K_t) nas campanhas de acordo com Dajoz (1983). Para isso, a equação $K_t = n * t^{-1} * 100$, foi utilizada, na qual n é o número de campanhas com a ocorrência da espécie e t é o número total de campanhas. As espécies foram classificadas como constante se $K_t > 50\%$, acessória se $K_t \geq 25\%$ e $K_t \leq 50\%$, ou como ocasional, se $K_t < 25\%$.

Para determinar se as comunidades nos pontos amostrais foram suficientemente amostradas, foi analisado se a assíntota da curva acumulativa de espécies por amostra foi atingida. Em seguida, foram empregados os estimadores de riqueza ICE (*Incidence coverage-based estimator*), Jackknife1, Jackknife2, Chao2 e Bootstrap, obtidos por 100 aleatorizações, para calcular a eficiência de amostragem (EA) por cada estimador e para a média de todos eles. EA foi calculada como a proporção da riqueza observada (S_{obs}) pela riqueza estimada. Além disso, para avaliar o possível ganho em S_{obs} , foi realizada

uma extrapolação para verificar a *EA* considerando 72 campanhas em cada local. O software EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013) foi utilizado tanto para a construção da curva acumulativa de espécies quanto para o cálculo dos estimadores de riqueza.

A variação espacial (entre pontos amostrais), sazonal (*seca versus chuva*) e temporal (anual) da riqueza (*S*), abundância, dos índices de diversidade de Shannon-Weaver (*H'*) e Simpson (1-D), Equitabilidade (*J*) e dominância de Berger-Parker (*d*) das campanhas foram analisadas. Para o cálculo dos índices foram utilizadas as equações apresentadas em Kwak, Peterson (2007) e Magurran (2013). ANOVA Fatorial e o teste *a posteriori* de Tukey foram utilizados para verificar diferenças dos índices ecológicos (variáveis dependentes) entre pontos amostrais e estações (fatores). Já para verificar, em cada ponto amostral, diferenças dos índices ecológicos por ano hidrológico, foi realizada ANOVA e o teste *a posteriori* de Tukey. Para todos os testes foi considerado o nível de significância de 0,05. O programa PAST (Hammer *et al.*, 2001) foi utilizado para realização das análises estatísticas enquanto que a representação gráfica dos resultados foi criada em R, Versão 3.3.3 (R Core Team, 2017), com uso do pacote *Sciplot* (Morales, 2012).

As abundâncias absolutas das espécies de peixes por campanha em cada ponto amostral foram utilizadas como o conjunto de dados bióticos. Elas foram transformadas pela raiz quarta para diminuir a influência daquelas mais abundantes. Para criar a matriz de similaridade foi utilizada a medida de distância de Bray-Curtis, amplamente usada para dados de abundância de espécies (*e. g.*, Odum, 1950; Bray, Curtis, 1957; Legendre, Anderson, 1999; Bocard *et al.*, 2001). O escalonamento multidimensional não métrico (NMDS – *Non-metric multidimensional scaling*) foi utilizado para visualizar a relação dos dados por local de coleta e ano hidrológico. O NMDS é um procedimento não paramétrico que usa os *rankings* das similaridades entre amostras para construir um mapa no qual as posições das amostras refletem suas dissimilaridades (Rolla *et al.*, 2009). Para verificar quais espécies tiveram uma contribuição maior para diferenciação entre as comunidades de EM e SS foi utilizado o percentual de similaridade (SIMPER). As espécies com contribuição maior que 5% foram consideradas como as mais importantes.

Para complementar a representação gráfica fornecida pelo NMDS, a hipótese nula de que não há diferenças entre as comunidades que habitam EM e SS, foi testada utilizando-se a análise permutacional de variância multivariada (PERMANOVA –

Permutational multivariate analysis of variance) (Anderson, 2001; Anderson *et al.*, 2008). Como fatores fixos foram considerados o local (os pontos de coleta EM e SS), a estação (Seca e Chuvosa) e o ano hidrológico (I, II, III, IV, V e VI). A distribuição do pseudo-F foi obtida através de 9.999 permutações das amostras. A soma dos quadrados do tipo III (parcial) foi utilizado na análise, porém qualquer um dos métodos de particionamento da soma dos quadrados poderia ser empregado por se tratar de um desenho amostral balanceado (mesmo número de amostras para cada fator). Todos esses procedimentos foram feitos no software PRIMER v6 (Clarke, Gorley, 2006) com o pacote adicional PERMANOVA+ (Anderson *et al.*, 2008).

Os fatores abióticos inicialmente continham as variáveis vazão Q_t , Q_v , Q_a , T_{ar} , $Prec$, OD , NA_m , NA_j e $Transp$. De imediato Q_v foi retirada das futuras análises por se tratar de uma variável inflada por dados "zero", o que acabaria por causar uma série de inconveniências, como erro tipo I (Zuur *et al.*, 2010). Além disso, Q_v pode ser considerada uma subamostra de Q_d , pois as raras vazões vertidas estão contidas nesta última, que foi mantida para análise. A verificação da presença de *outliers* nas amostras das variáveis abióticas foi realizada no R (R Core Team, 2017), utilizando a função *outliersKD* (Dhana, 2017), a qual emprega o método de Tukey para detectar *outliers*. Dos *outliers* encontrados, foram removidos os erros de entrada, dos quais dois eram registros em NA_m de EM. Os demais foram mantidos, por representarem variação genuína da variável e não ferirem as premissas das análises pretendidas (Zuur *et al.*, 2010). Imputação de dados pelo pacote *mice* (Buuren, Groothuis-Oudshoorn, 2011) do R foi realizada tanto para substituir os *outliers* removidos quanto para completar a matriz de dados, na qual havia dados não registrados. De um total de 648 dados, apenas 10 foram imputados (pouco mais de 1,5%).

Foi utilizado o *draftman's plots* do software PRIMER v6 (Clarke, Gorley, 2006) para inspecionar visualmente a disposição dos fatores abióticos e diagnosticar normalidade de cada variável e colinearidades entre elas. Para aquelas com alta correlação ($r^2 \geq 0.95$), que foram Q_t com Q_d e NA_m com VU , foram mantidos apenas Q_d e NA_m para análise final. De acordo com Zuur *et al.* (2010), a alta colinearidade pode resultar em erro tipo II nas análises. A normalidade não foi obtida para NA_j , nem mesmo com a transformação dos dados. Consequentemente, tal variável foi retirada da análise. A rotina *DistLM* (Legendre, Anderson, 1999) foi utilizada para explorar o quanto os fatores abióticos explicam a variabilidade dos dados bióticos, selecionando assim o

melhor modelo de explicação (Cattani *et al.*, 2016). Primeiramente foram efetuados testes marginais para verificar a significância estatística e o percentual de contribuição de 9999 permutações de cada fator abiótico, independentemente dos demais. A função do teste marginal é medir a relação entre a matriz biótica e uma variável abiótica sozinha, enquanto que o teste condicional avalia a relação de mais de uma variável abiótica, sendo uma incluída após a anterior ter sido ajustada ao modelo (Anderson *et al.*, 2008). Em seguida, foi executado o teste condicional, com o procedimento de seleção BEST para obter o resultado de quais variáveis abióticas são as melhores preditoras para explicar a variação da matriz biótica. Para ranqueamento das soluções utilizou-se o AIC (*Akaike information criterion*), considerada a correção menos conservadora para esse tipo de análise (Clarke, Gorley, 2006). A dbRDA (*distance-based redundancy analysis*) (McArdle, Anderson, 2001) foi utilizada para visualização dos resultados. Esses procedimentos foram realizados separadamente para EM e SS.

Em segundo momento, a influência da abundância de espécies alóctones sob a variabilidade da estrutura da comunidade em cada local foi avaliada. Para isso, toda a rotina foi refeita incluindo dentre as variáveis preditoras a abundância das espécies alóctones mais representativas em cada local: *Serrasalmus marginatus* em EM e *Plagioscion squamosissimus* em SS.

5 Resultados

Foram capturados 8660 peixes, sendo 5377 (62%) em EM e 3283 (38%) em SS, pertencentes a pelo menos 55 táxons. Os peixes amostrados pertencem a quatro ordens e 14 famílias. Das 42 espécies coletadas em EM, sete foram constantes, 12 acessórias e 23 ocasionais. Já em SS, das 46 espécies, oito foram constantes, 11 acessórias e 27 ocasionais (Tab. 1). As espécies mais abundantes do presente estudo foram *P. maculatus* (33%), *L. friderici* (11%), *L. geminis* (9%), *S. marginatus* (7%), *Hypostomus* spp. (7%) e *Plagioscion squamosissimus* (7% do total), que foi exclusiva e a mais abundante em SS. As demais espécies tiveram participação individual inferior a 5% na abundância geral, com variações na abundância das mesmas de acordo com o ponto amostrado (Tab. 1). Foram coletadas 14 espécies alóctones, sendo *T. nematurus*, *S. pappaterra*, *S. marginatus* e *C. piquiti* comuns nos dois pontos amostrais.

Tab. 1. Abundância absoluta (N) e relativa (%) e constância de ocorrência (K) nos pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba. Ordem dos táxons segundo Reis *et al.* (2003). Classificação dos peixes como migradores de acordo com Agostinho *et al.* (2003) e como introduzida segundo Langeani *et al.* (2007) (C = Constante, A = acessória, O = ocasional, m = migradora, a = alóctone).

Táxon	EM			SS		
	N	%	K	N	%	K
Ordem Characiformes						
Família Curimatidae						
<i>Cyphocharax gillii</i> ^a (Eigenmann & Kennedy, 1903)	8	0,15	O			
<i>Steindachnerina insculpta</i> (Fernández-Yépez, 1948)	13	0,24	O	1	0,03	O
Família Anostomidae						
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	3	0,06	O	37	1,13	A
<i>Leporinus amblyrhynchus</i> Garavello & Britski, 1987	5	0,09	O	28	0,85	O
<i>Leporinus elongatus</i> ^m Valenciennes, 1850	4	0,07	O	2	0,06	O
<i>Leporinus friderici</i> (Bloch, 1794)	903	16,79	C	80	2,44	C
<i>Leporinus geminis</i> Garavello & Santos, 2009	266	4,95	A	533	16,24	C
<i>Leporinus macrocephalus</i> ^a Garavello & Britski, 1988	3	0,06	O			
<i>Leporinus obtusidens</i> ^m (Valenciennes, 1837)	93	1,73	A	11	0,34	O
<i>Leporinus octofasciatus</i> Steindachner, 1915	22	0,41	A			
<i>Leporinus piavussu</i> Britski, Birindelli & Garavello, 2012	12	0,22	O	6	0,18	O
<i>Leporinus tigrinus</i> Borodin, 1929	144	2,68	C	183	5,57	C
<i>Schizodon intermedius</i> Garavello & Britski, 1990				95	2,89	A
<i>Schizodon nasutus</i> Kner, 1858	38	0,71	A	26	0,79	A
Família Characidae						
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	152	2,83	A	12	0,37	O
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	2	0,04	O	0	0,00	
<i>Bryconamericus exodon</i> ^a Eigenmann, 1907	1	0,02	O	0	0,00	
<i>Galeocharax knerii</i> (Steindachner, 1879)	67	1,25	A	11	0,34	O
<i>Metynnis maculatus</i> ^a (Kner, 1858)				9	0,27	O
<i>Moenkhausia intermedia</i> Eigenmann, 1908	20	0,37	O			
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	1	0,02	O			
<i>Roeboides descavadensis</i> ^a Fowler, 1932				47	1,43	A
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858	24	0,45	A	4	0,12	O
<i>Serrasalmus marginatus</i> ^a Valenciennes, 1837	631	11,74	C	15	0,46	O
<i>Triportheus nematurus</i> ^a (Kner, 1858)	44	0,82	A	62	1,89	O
Família Cynodontidae						
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> ^m Spix & Agassiz, 1829				176	5,36	C
Família Erythrinidae						

Táxon	EM			SS		
	N	%	K	N	%	K
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther, 1864)	52	0,97	C	4	0,12	O
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	17	0,32	O	16	0,49	A
Ordem Siluriformes						
Família Loricariidae						
<i>Hypostomus</i> spp.	41	0,76	A	532	16,20	C
<i>Loricaria</i> sp.				1	0,03	O
<i>Megalancistrus parananus</i> (Peters, 1881)	2	0,04	O	22	0,67	A
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903				27	0,82	A
Família Pseudopimelodidae						
<i>Pseudopimelodus mangurus</i> (Valenciennes, 1835)	1	0,02	O	5	0,15	O
Família Heptapteridae						
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917	12	0,22	A	20	0,61	A
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	0,02	O	2	0,06	O
Família Pimelodidae						
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> ^m (Valenciennes, 1840)				8	0,24	O
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	239	4,44	C	1	0,03	O
<i>Megalonema platanum</i> ^a (Günther, 1880)				1	0,03	O
<i>Pimelodus maculatus</i> ^m Lacepède, 1803	2408	44,78	C	423	12,88	C
<i>Pimelodus microstoma</i> Steindachner, 1877	3	0,06	O	2	0,06	O
<i>Pinirampus pirinampu</i> ^m (Spix & Agassiz, 1829)	70	1,30	C	14	0,43	A
Família Doradidae						
<i>Rhinodoras dorbignyi</i> (Kner, 1855)	24	0,45	A	57	1,74	A
Ordem Gymnotiformes						
Família Sternopygidae						
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	4	0,07	O	1	0,03	O
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	9	0,17	O	1	0,03	O
Família Apterontidae						
<i>Apterontus ellisi</i> ^a (Alonso de Arámburu, 1957)				5	0,15	O
Ordem Perciformes						
Família Sciaenidae						
<i>Plagioscion squamosissimus</i> ^a (Heckel, 1840)				636	19,37	C
Família Cichlidae						
<i>Cichla kelberi</i> ^a Kullander & Ferreira, 2006	26	0,48	A			
<i>Cichla piquiti</i> ^a Kullander & Ferreira, 2006	5	0,09	O	29	0,88	A
<i>Cichlasoma paranaense</i> Kullander, 1983	1	0,02	O			
<i>Crenicichla haroldoi</i> Luengo & Britski, 1974	2	0,04	O	3	0,09	O
<i>Crenicichla jaguarensis</i> Haseman, 1911				2	0,06	O
<i>Crenicichla niederleini</i> ^a (Holmberg, 1891)				1	0,03	O
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	0,02	O	3	0,09	O

Táxon	EM			SS		
	N	%	K	N	%	K
<i>Geophagus proximus</i> ^a (Castelnau, 1855)				128	3,90	C
<i>Satanoperca pappaterra</i> ^a (Heckel, 1840)	3	0,06	O	1	0,03	O
Total Geral	5377	100,00		3283	100,00	

Siluriformes foi a ordem mais abundante no total, com 3916 indivíduos coletados, além de ter sido a ordem mais amostrada em EM, com 52%, e a segunda mais abundante em SS, com 34%. Characiformes foi a segunda ordem mais coletada no total, com 3883 representantes, sendo a segunda ordem mais abundante em EM (47%), porém a mais abundante em SS (41%). Perciformes totalizou 841 indivíduos, correspondendo a menos de 1% dos peixes coletados em EM e 24% dos de SS. Por fim, os Gymnotiformes, com 27 indivíduos coletados, representaram menos de 1% em ambos os locais (Fig. 2).

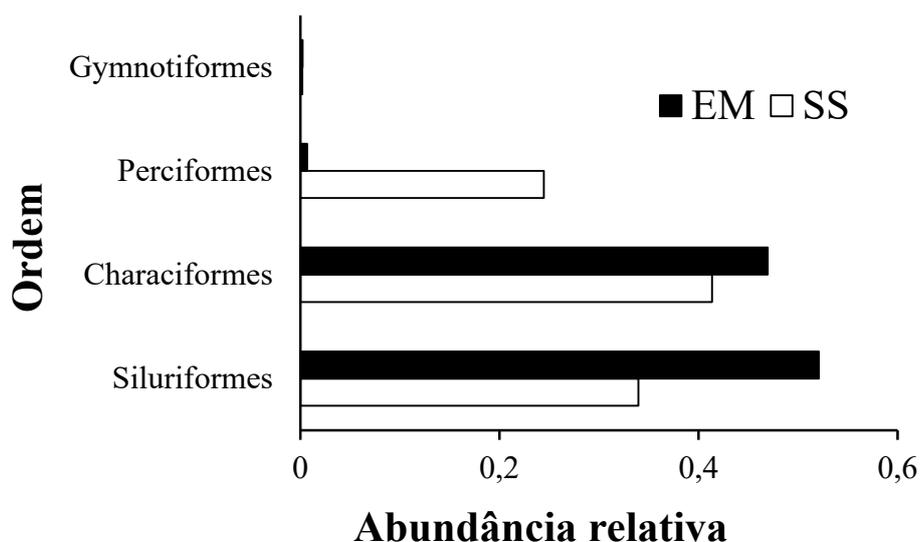


Fig. 2. Abundância relativa das ordens de peixes amostradas nos pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba.

A família Pimelodidae foi a mais abundante do total, com 37%, seguida por Anostomidae (29%), Characidae (12%), Scianidae e Loricariidae (7% cada), Cichlidae e Cynodontidae (2% cada), seguida pelas demais, representadas por 1% ou menos indivíduos. A abundância relativa das famílias variou de acordo com o ponto amostral (Fig. 3). Em EM, Pimelodidae foi mais abundante (51%), seguida por Anostomidae (28%), Characidae (18%), Erythrinidae (1%) seguidas pelas demais, com menos de 1%

de abundância. Já em SS, a família mais abundante foi Anostomidae (30%), seguida por Sciaenidae (19%), Loricariidae (18%), Pimelodidae (14%), Cynodontidae, Cichlidae e Characidae (5% cada). As demais famílias amostradas em SS representaram 1% ou menos.

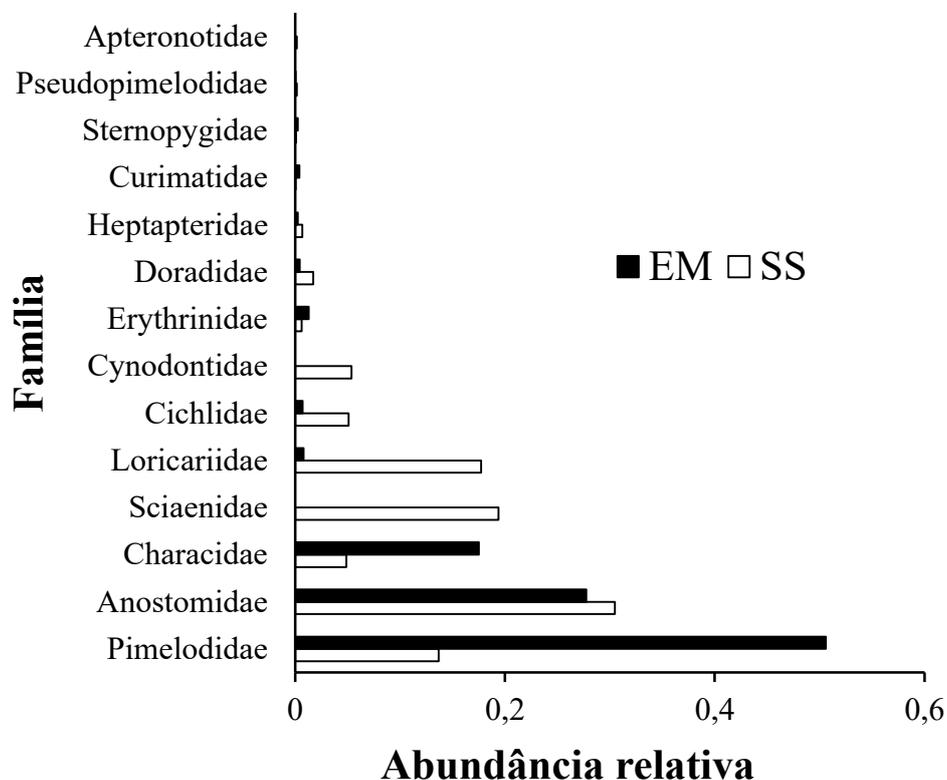


Fig. 3. Abundância relativa das famílias de peixes amostradas nos pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba.

A abundância total tanto em EM quanto em SS apresentou sazonalidade marcante. Os picos de abundância ocorreram na estação chuvosa de cada ano hidrológico (Fig. 4). Nos anos I a IV, *P. maculatus* e *L. friderici* foram responsáveis por mais de 60% da abundância anual em EM. Do ano IV em diante, suas respectivas abundâncias foram diminuindo, enquanto que a abundância de *S. marginatus* aumentou de 17% para 37% no ano VI (Fig. 5). Em SS, *Hypostomus* spp. e *P. squamosissimus* foram responsáveis por mais de 50% da abundância na maioria dos anos, exceto em IV e V, quando suas abundâncias somaram pouco mais de 40%. Uma média de 40 espécies com abundância anual abaixo de 5% foi registrado entre os anos I e IV. Já nos anos V e

VI, apenas 14 espécies apresentaram valores médios de abundância abaixo de 5% (Fig. 6).

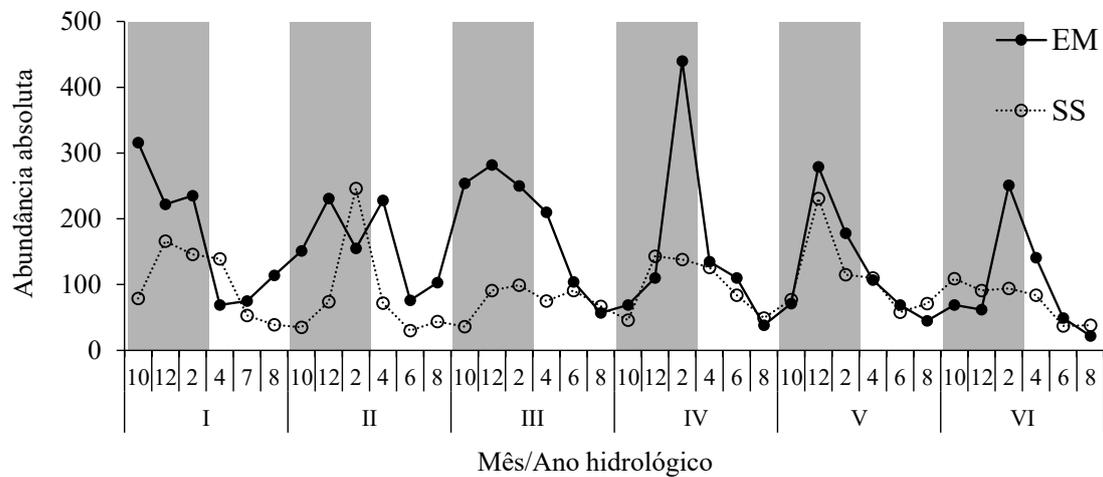


Fig. 4. Abundância absoluta dos peixes coletados por campanha nos pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba. Áreas sombreadas correspondem à estação chuvosa.

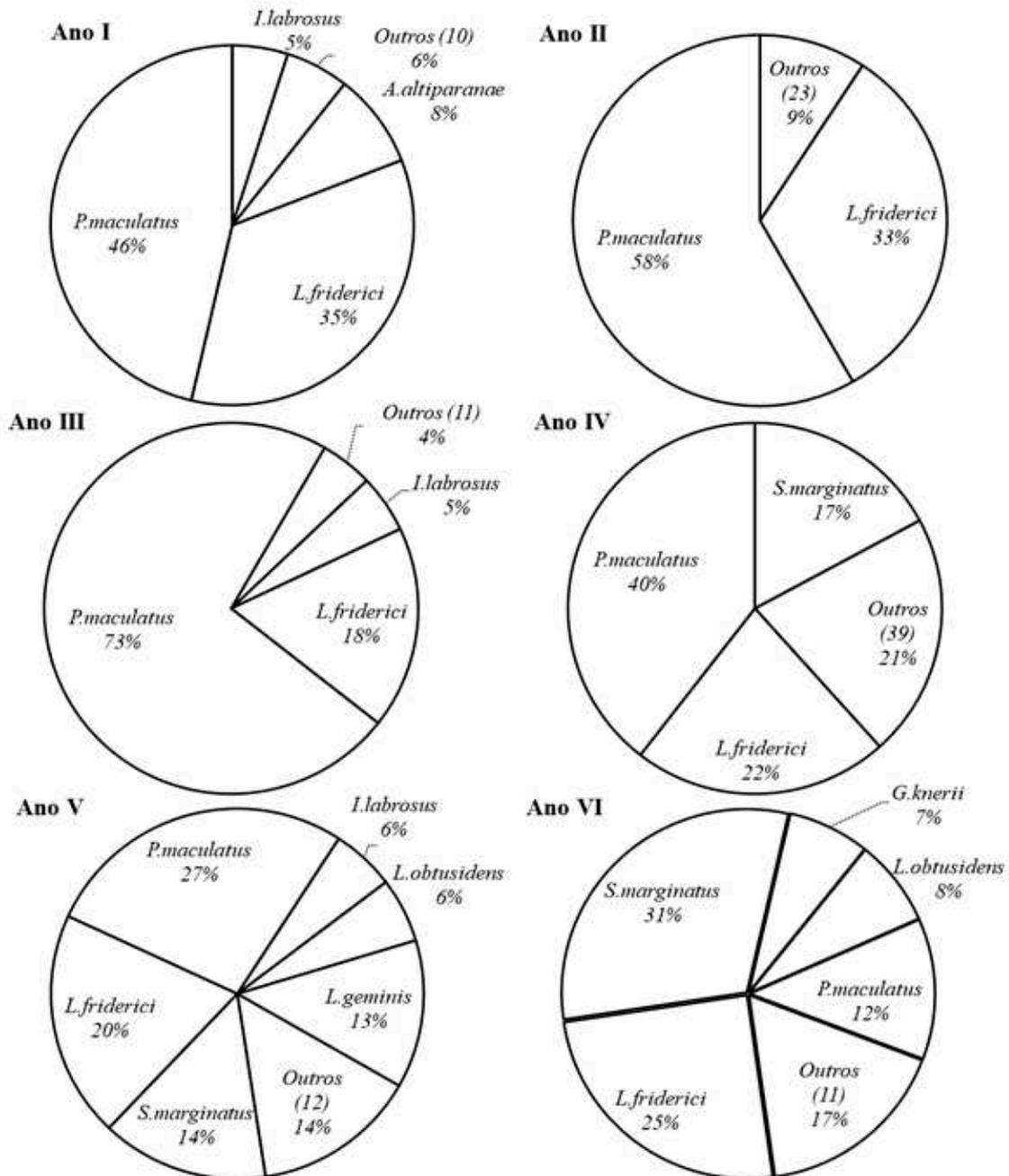


Fig. 5. Abundância relativa no ponto amostral EM no rio Paranaíba por ano hidrológico. Táxons com menos de 5% de abundância anual foram agrupados como Outros, com indicação, entre parêntesis, de quantos táxons compõe a categoria.

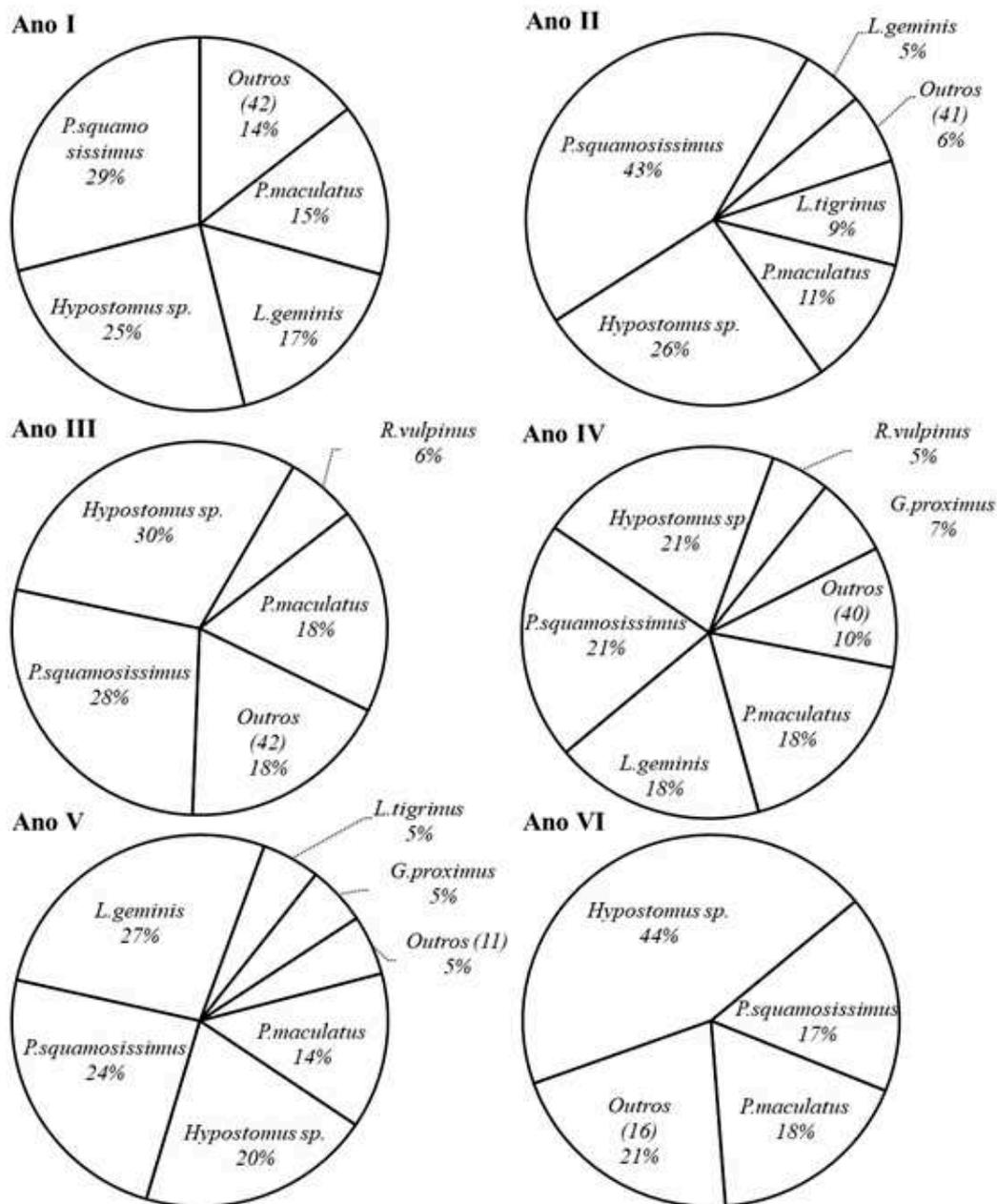


Fig. 6. Abundância relativa no ponto amostral SS no rio Paranaíba por ano hidrológico. Táxons com menos de 5% de abundância anual foram agrupados como Outros, com indicação entre parêntesis de quantos táxons compõe a categoria.

Os índices ecológicos variaram entre os pontos amostrais e estações chuvosa e seca, além da ocorrência de interação entre esses fatores, exceto para abundância (Tab. 2). A riqueza em SS foi superior à de EM durante a estação chuvosa, enquanto que durante a estação seca estas foram semelhantes (Fig. 7a). Com relação à abundância, esta foi maior em EM e durante a estação chuvosa do que em SS e estação seca, mas não foi observada diferença entre as interações dos fatores (Fig. 7b). As métricas H' , $I-D$ e j foram maiores em SS durante a estação chuvosa do que na seca, além de também serem superiores às de EM, independentemente da estação (Figs. 7c,d,e). Por fim, d durante a estação chuvosa em EM, foi superior às demais interações entre os fatores abordados nesta análise (Fig. 7f).

Alguns índices ecológicos apresentaram diferenças ao longo dos anos hidrológicos em EM, enquanto que em SS nenhum destes apresentou diferenças significativas em SS (Tab. 3). Riqueza e abundância não apresentaram diferenças em nenhum dos pontos amostrais, apesar das oscilações das médias anuais (Figs. 8a,b). Já para H' e j em EM, foram observadas diferenças entre o ano hidrológico III com os anos hidrológicos IV, V e VI (Figs. 8c,e). Por fim, $I-D$ e d de EM apresentaram diferenças entre o ano hidrológico III com IV e V (Figs. 8d,f).

Tab. 2. Resultados da ANOVA fatorial da riqueza (*S*), abundância, Shannon-Weiner (*H'*), diversidade de Simpson (*I-D*), equitabilidade (*j*) e dominância (*d*) entre os fatores local (ponto amostrais EM e SS, rio Paranaíba), estação seca e chuvosa e suas interações.

	Local	Estação	Local*Estação
<i>S</i>	$F_{1,71} = 2,84; p = 0,097$	$F_{1,71} = 14,61; p < 0,001$ Chuva > Seca	$F_{1,68} = 8,04; p = 0,006$ SS*Chuva > EM*Chuva; EM*Seca; SS*Seca
Abundância	$F_{1,71} = 13,56; p < 0,001$ EM > SS	$F_{1,71} = 21,26; p < 0,001$ Chuva > Seca	$F_{1,68} = 3,91; p = 0,052$
<i>H'</i>	$F_{1,71} = 25,07; p < 0,001$ EM < SS	$F_{1,71} = 2,00; p = 0,189$	$F_{1,68} = 20,15; p < 0,001$ SS*Chuva > EM*Chuva; EM*Seca; SS*Seca
<i>I-D</i>	$F_{1,71} = 18,64; p < 0,001$ EM < SS	$F_{1,71} = 1,26; p = 0,266$	$F_{1,68} = 14,40; p < 0,001$ SS*Chuva; EM*Seca; SS*Seca > EM*Chuva
<i>j</i>	$F_{1,71} = 22,28; p < 0,001$ EM < SS	$F_{1,71} = 4,23; p = 0,004$ Chuva < Seca	$F_{1,68} = 12,35; p < 0,001$ SS*Chuva; SS*Seca; EM*Seca > EM*Chuva
<i>d</i>	$F_{1,71} = 20,82; p < 0,001$ EM > SS	$F_{1,71} = 0,69; p = 0,408$	$F_{1,68} = 17,72; p < 0,001$ SS*Chuva; SS*Seca; EM*Seca < EM*Chuva

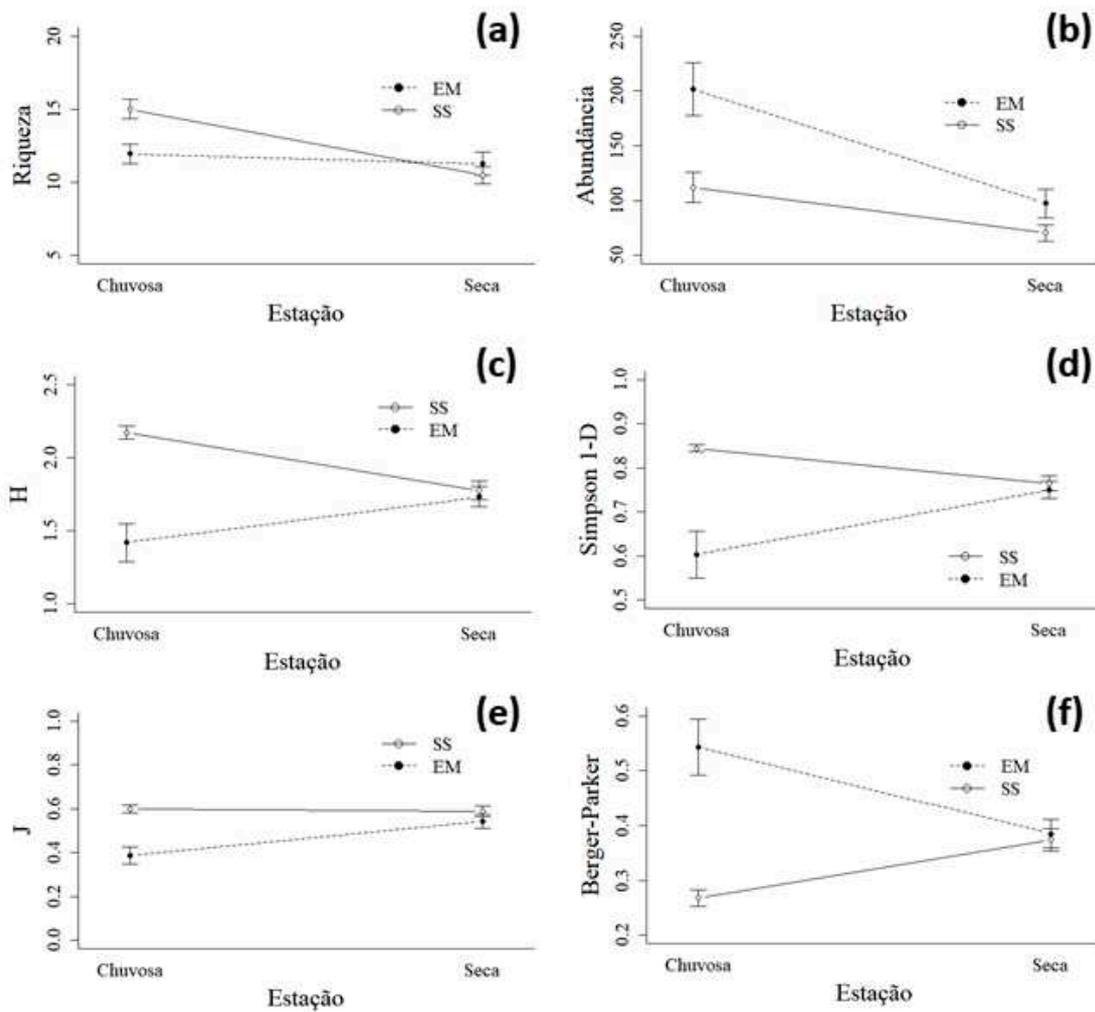


Fig. 7. Média e erro padrão dos índices ecológicos nos pontos amostrais EM e SS, no rio Paranaíba, durante as estações seca e chuvosa. **a.** Riqueza; **b.** Abundância; **c.** Diversidade de Shannon-Wiener; **d.** Diversidade de Simpson; **e.** Equitabilidade; e **f.** Dominância de Berger-Parker.

Tab. 3. Resultados da ANOVA da riqueza (S), abundância, Shannon-Wiener (H'), diversidade de Simpson ($I-D$), equitabilidade (j) e dominância (d) entre os anos hidrológico de I a VI para os pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba.

	EM	SS
S	$F_{5,35} = 1,16; p = 0,352$	$F_{5,35} = 0,39; p = 0,854$
Abundância	$F_{5,35} = 0,69; p = 0,638$	$F_{5,35} = 0,46; p = 0,802$
H'	$F_{5,35} = 5,47; p = 0,001$	$F_{5,35} = 0,45; p = 0,810$

	EM	SS
	III ≠ IV, V, VI	
<i>l-D</i>	$F_{5,35} = 3,82; p = 0,008$	$F_{5,35} = 0,48; p = 0,791$
	III ≠ IV, V	
<i>j</i>	$F_{5,35} = 22,28; p = 0,008$	$F_{5,35} = 0,31; p = 0,902$
	III ≠ IV, V, VI	
<i>d</i>	$F_{5,35} = 3,29; p < 0,017$	$F_{5,35} = 0,41; p = 0,840$
	III ≠ IV, V	

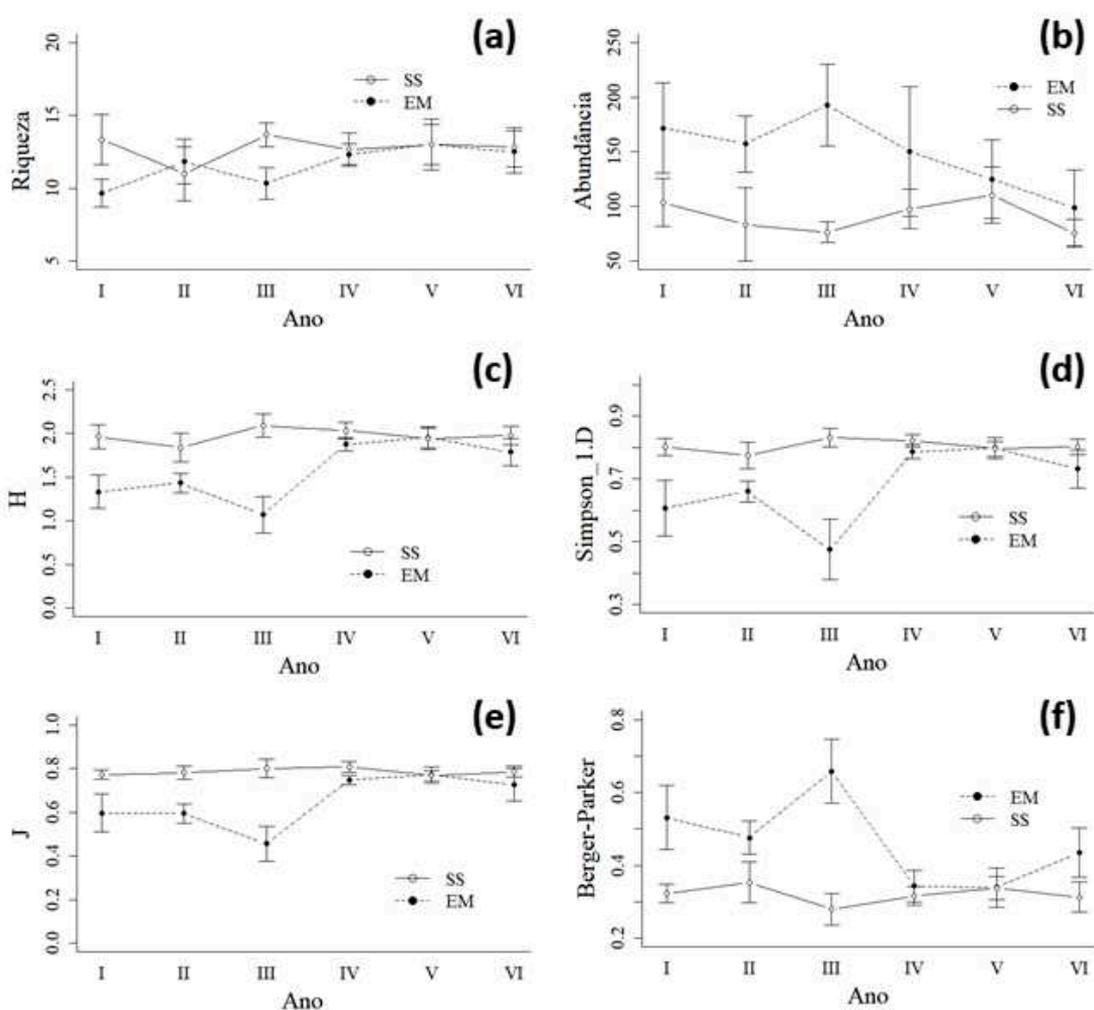


Fig. 8. Média e erro padrão dos índices ecológicos nos pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba nos anos hidrológicos I a VI. **a.** Riqueza; **b.** Abundância; **c.** Diversidade de Shannon-Wiener; **d.** Diversidade de Simpson; **e.** Equitabilidade; e **f.** Dominância de Berger-Parker.

Nas curvas acumulativas de espécies de EM e SS, apesar de aparentemente estarem próximas da assíntota, as riquezas observadas ficaram abaixo das apontadas pelos estimadores (Figs. 9a, b). A *EA* em EM variou de 84 a 93%, com média de 88%. Na extrapolação, o valor médio de *EA* chegou a 95%, sendo de 100% ou mais por Chao 2 e Bootstrap. Em SS, *EA* ficou entre 74 e 90%, com média de 82%. Na extrapolação *EA* chegou a 97% para Chao 2, enquanto que a média foi de 94% (Tab. 2).

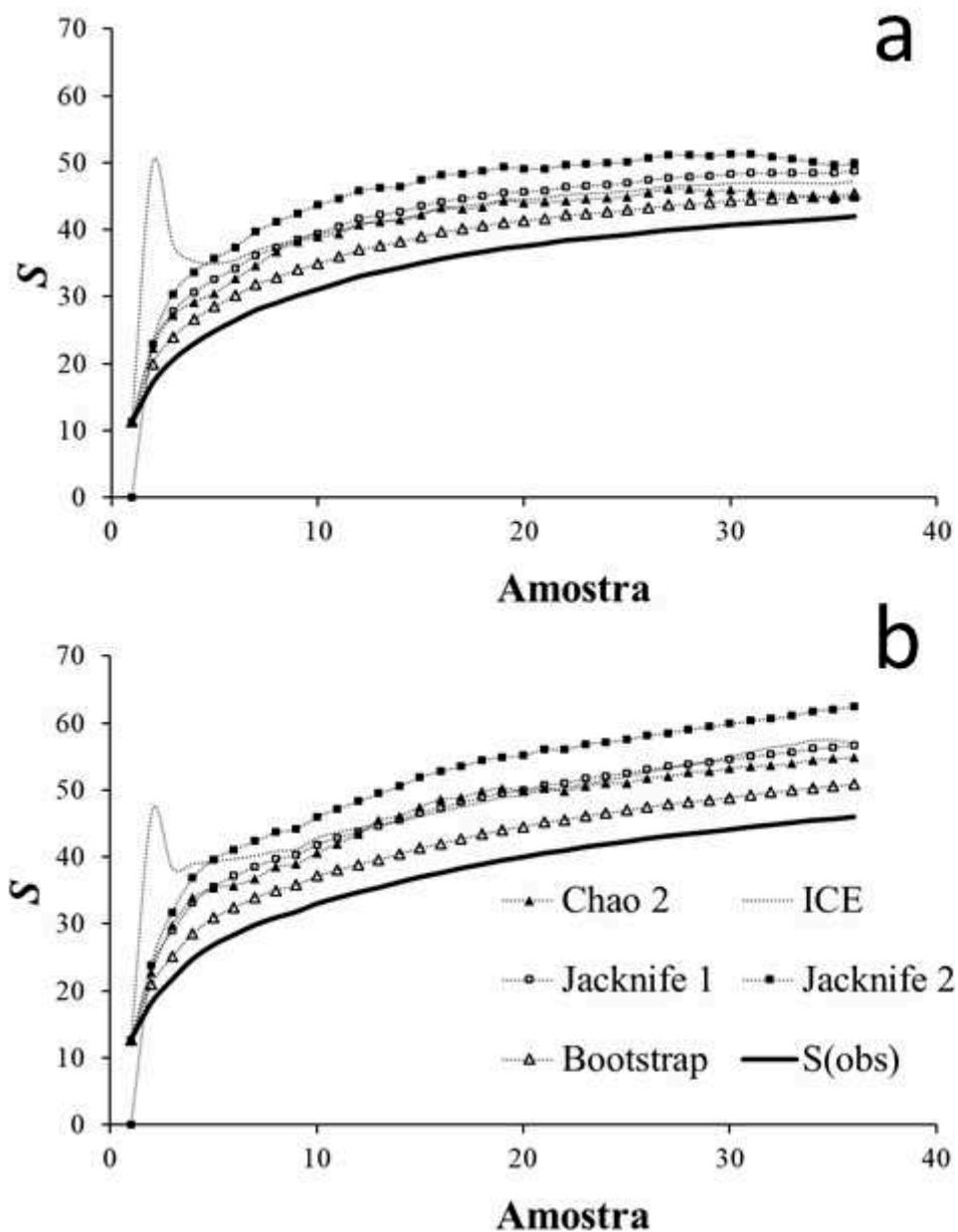


Fig. 9. Média dos estimadores ICE, Jackknife1, Jackknife2, Chao2 e Bootstrap e riqueza observada $S(\text{obs})$, no rio Paranaíba nos pontos amostrais. **a.** EM; **b.** SS.

Tab. 2. Riqueza estimada (S_{est}) e desvio padrão (DP) para os pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba. EA= Eficiência de amostragem; EA + 36 = Eficiência de amostragem na extrapolação da curva de acúmulo de espécies para o dobro de coletas.

Estimador	EM				SS			
	S_{est}	DP	EA	EA (+36)	S_{est}	DP	EA	EA (+36)
ICE	47,2	0,00	0,89	0,96	56,9	0,02	0,81	0,93
Chao 2	44,9	3,11	0,93	1,01	54,9	7,20	0,84	0,97
Jacknife 1	48,8	2,73	0,86	0,93	56,7	3,36	0,81	0,94
Jacknife 2	49,9	0,00	0,84	0,91	62,5	0,00	0,74	0,85
Bootstrap	45,4	0,00	0,92	1,00	50,9	0,00	0,90	1,04
Todos (média)	47,7		0,88	0,95	56,4		0,82	0,94

As comunidades apresentaram por volta de 70% de dissimilaridade entre os pontos amostrais, com formação de subgrupos 50% dissimilares (Fig. 10a). Os subgrupos em EM foram formados por anos hidrológicos diferentes, sendo um deles formado pelos anos I, II e III e o outro por IV, V e VI. Já em SS, os subgrupos com 50% de dissimilaridade foram constituídos por quantidades diferentes de amostras, sendo que o subgrupo com oito componentes conteve pelo menos uma amostra de cada ano hidrológico. As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade foram *P. maculatus*, *P. squamosissimus*, *Hypostomus* spp., *L. friderici*, *L. geminis* e *S. marginatus* (Tab. 3). Amostras de *P. maculatus* com as maiores abundâncias ocorreram em EM durante os anos I, II e III, enquanto em SS, as abundâncias de *P. maculatus* ficaram distribuídas pelas amostras ao longo de todo o período do estudo (Fig. 10b). *Plagioscion squamosissimus*, espécie exclusiva de SS, apresentou abundâncias entre 5 a 50 indivíduos por amostra (Fig. 10c). O grupo *Hypostomus* spp. foi menos abundante em EM do que em SS (Fig. 10d), enquanto o inverso foi verificado para *L. friderici* (Fig. 10e). Um em cada subgrupo 50% dissimilar apresentou abundâncias altas de *L. geminis* (Fig. 10f). Por fim, *S. marginatus* apresentou as maiores abundâncias concentradas em EM, notadamente nos anos IV, V e VI.

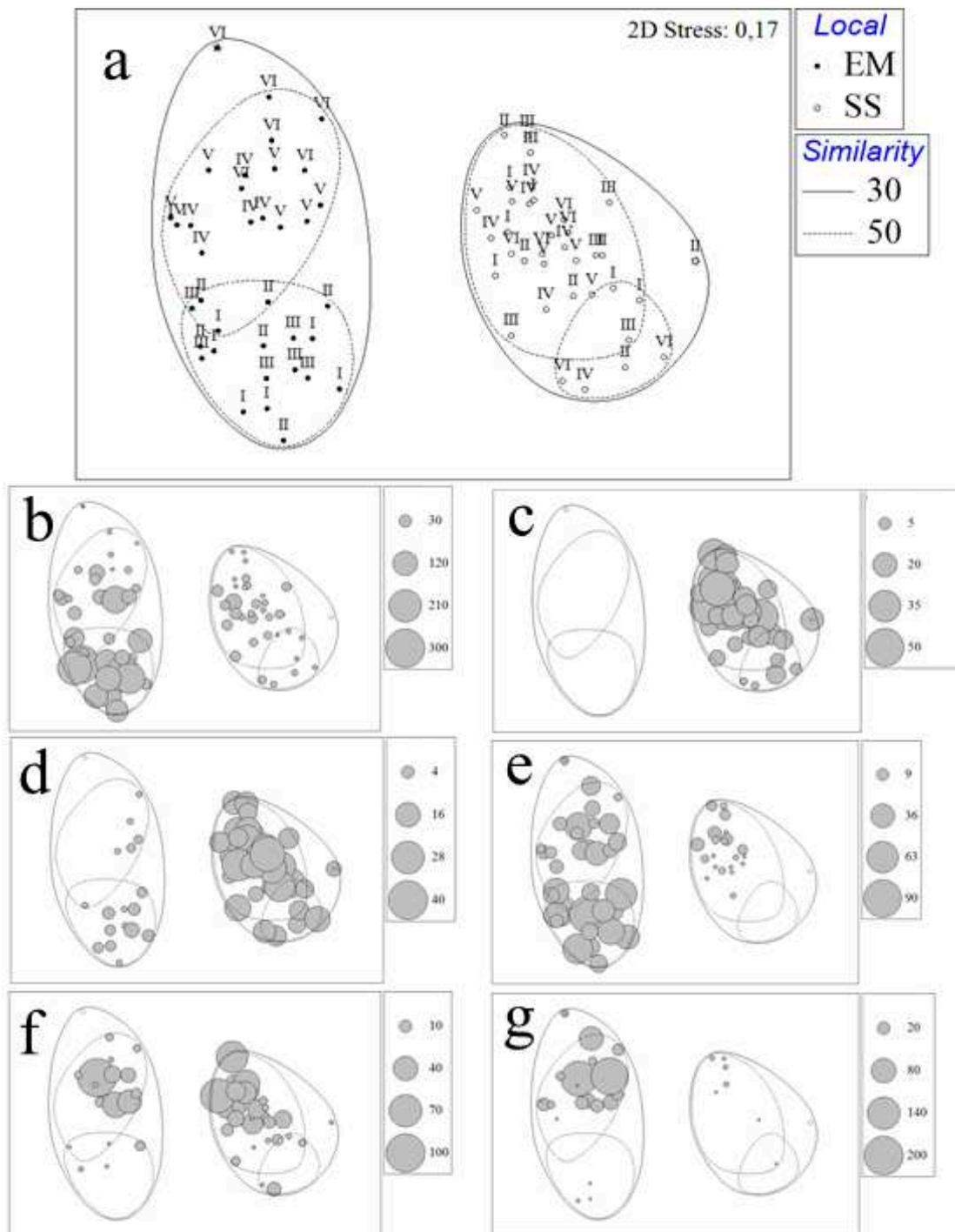


Fig. 10.a. NMDS das abundâncias de peixes nos pontos EM e SS, no rio Paranaíba, por ano hidrológico. Espécies mais abundantes do estudo em: **b.** *Pimelodus maculatus*; **c.** *Plagioscion squamosissimus*; **d.** Grupo *Hypostomus* spp.; **e.** *Leporinus friderici*; **f.** *L. geminis* e **g.** *Serrasalmus marginatus*.

Os resultados da PERMANOVA mostraram diferença significativa entre os locais de coleta, estação, e ano hidrológico, além da interação entre o primeiro e o último (Tab. 4). Testes *a posteriori* (PERMANOVA pareada) dentre os locais detectaram diferença significativa entre os locais em cada ano hidrológico. Os testes corroboraram o observado no NMDS para EM, com diferença significativa dos anos I, II e III com os anos IV, V e VI. Já para SS, houve diferenças entre VI com II, III e V e de III com IV (Tab. 5).

Tab. 3. Contribuição das espécies na diferenciação das comunidades de peixes em EM e SS obtidas pela análise do percentual de similaridade (SIMPER). Ab. média = Abundância média; Diss.= Dissimilaridade; DP = Desvio padrão; Contrib (%) = percentual de contribuição específico.

Espécie	Ab. média		Diss. média	Diss./DP	Contrib (%)	% acumulada
	EM	SS				
<i>P. maculatus</i>	37,85	14,36	13,81	1,31	17,34	17,34
<i>P. squamosissimus</i>	0,00	21,43	10,71	1,68	13,46	30,8
<i>Hypostomus</i> spp.	0,81	19,57	9,38	1,74	11,78	42,58
<i>L. friderici</i>	19,17	1,88	8,65	1,58	10,87	53,45
<i>L. geminis</i>	3,95	12,47	5,92	1,14	7,43	60,88
<i>S. marginatus</i>	11,19	0,41	5,6	0,66	7,03	67,91

Tab. 4. Resultados da PERMANOVA cruzada da matriz biótica dos peixes coletados no rio Paranaíba para os fatores fixos Local (Lo), Ano Hidrológico (An), Estação (Es) e suas interações. df= Graus de Liberdade; SS= Soma dos quadrados; MS = Quadrado médio; P(perm)= significância estatística da permutação e P(MC)= Significância estatística de Monte Carlo.

Fatores	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	P(MC)
Lo	1	51600	51600	63,87	0,0001	0,0001
An	5	14667	2933,5	36,31	0,0001	0,0001
Es	1	5060,9	5060,9	62,65	0,0001	0,0001
Lo*An	5	10223	2044,7	2,53	0,0001	0,0001
Lo*Es	1	1603,9	1603,9	19,85	0,0498	0,0584
An*Es	5	5504,7	1100,9	13,63	0,0790	0,0905
Lo*An*Es	5	3758,8	751,75	0,93	0,5972	0,5842
Res	48	38777	807,86			

Tab. 5. Resultados da PERMANOVA cruzada da matriz biótica dos peixes coletados no rio Paranaíba com teste pareado do fator Ano Hidrológico. P(perm)= significância estatística da permutação e P(MC)= Significância estatística de Monte Carlo ($p < 0.05$ em negrito).

Grupos	EM			SS		
	<i>t</i>	P(perm)	P(MC)	<i>t</i>	P(perm)	P(MC)
I, II	1,004	0,438	0,419	0,870	0,652	0,568
I, III	1,539	0,051	0,071	1,407	0,090	0,112
I, IV	2,310	0,003	0,004	0,732	0,792	0,727
I, V	2,270	0,002	0,003	0,886	0,669	0,571
I, VI	3,267	0,003	0,000	1,584	0,059	0,080
II, III	1,233	0,152	0,203	1,280	0,130	0,168
II, IV	1,931	0,005	0,014	1,184	0,226	0,245
II, V	1,891	0,003	0,013	1,198	0,199	0,230
II, VI	2,509	0,002	0,002	1,708	0,014	0,031
III, IV	2,424	0,003	0,003	1,467	0,072	0,095
III, V	2,337	0,003	0,006	1,631	0,020	0,045
III, VI	2,943	0,002	0,001	1,773	0,011	0,026
IV, V	0,884	0,575	0,538	0,873	0,646	0,574
IV, VI	1,817	0,018	0,030	1,643	0,038	0,059
V, VI	1,405	0,075	0,112	1,694	0,014	0,035

Os fatores abióticos variaram ao longo do período amostrado no estudo. NA_m oscilou entre 6 e 8 m em EM e SS, respectivamente (Fig. 11a), com maiores valores observados ao fim da estação chuvosa, no bimestre 2, e declínio ao longo dos bimestres subsequentes. Os valores mais baixos foram observados na transição entre as estações, nos bimestres 5 e 6. NA_j variou por volta de 5 m em ambos pontos amostrais (Fig. 11b). A média geral de Q_a foi de 345 e 1965 m³/s para EM e SS, respectivamente. Q_a apresentou suas maiores médias nos bimestres 1,2 e 6, durante a estação chuvosa (Fig. 11c). Q_a apresentou certa variação ao longo dos bimestres, com a maior média para o bimestre 5 em EM, enquanto que em SS as maiores médias foram nos bimestres 1,2 e 6 (Fig. 11d). As maiores médias de temperatura da água ocorreram durante a estação chuvosa em ambos pontos amostrais (Fig. 11e). As menores médias da *transp* em EM ocorreram nos bimestres 1,2 e 3, com 108 cm de média, contra 417 cm médios para os bimestres 4, 5 e 6. Em SS, *transp* média só foi menor do que 150 cm durante o bimestre 2 (Fig. 11f). A *prec* em EM apresentou média de 183,5 mm na estação chuvosa e 36 mm na seca, enquanto que em SS as médias foram de 160 mm na estação chuvosa e 29,5 mm na seca (Fig. 11g). A média da T_{ar} variou de 20,6 a 28 °C nos pontos

amostrais, com os menores valores durante os bimestres 3 e 4 (Fig. 11h). O OD variou de 2,9 a 7,9 mg/L, com menores médias nos bimestres 1,2 e 6 (Fig. 11i).

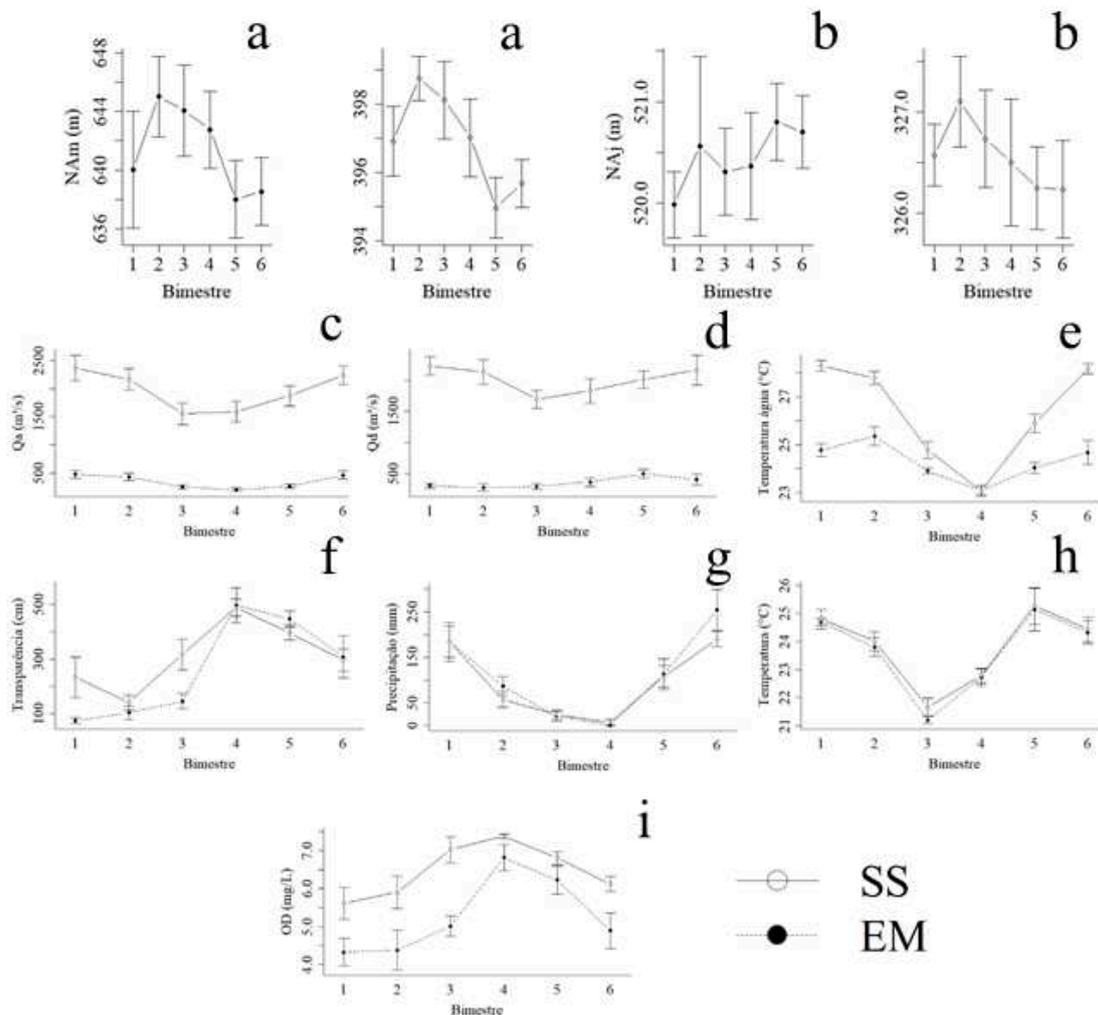


Fig 11. Média e erro padrão dos fatores abióticos em EM e SS, no rio Paranaíba, por bimestre. **a.** Nível da água de montante; **b.** Nível da água de jusante; **c.** Vazão afluente; **d.** Vazão defluente; **e.** Temperatura da água; **f.** Transparência da água; **g.** Precipitação acumulada; **h.** Temperatura do ar; **i.** Oxigênio dissolvida na água.

Dos nove fatores abióticos analisados pelos testes marginais do DistLM, seis influenciaram significativamente a estruturação da comunidade de peixes em EM. Foram eles: NA_m , OD , Q_a , Q_d , $T_{água}$ e $Transp$. Em SS, oito fatores foram significativos, com exceção de NA_j e NA_m (Tab. 7). A seleção de modelos explicativos para as comunidades pelo teste condicional definiu como o melhor modelo para EM o composto por 5 fatores (NA_m , Q_a , Q_d , $T_{água}$ e OD), o qual explica 37% da variabilidade da matriz biótica de EM. Já para SS, o melhor modelo usou quatro fatores (Q_a , NA_j , $Prec$ e OD) e explicou 35% da variabilidade da matriz biótica (Tab. 8, Fig. 12). A

inserção das espécies alóctones *S. marginatus* e *P. squamosissimus* como variáveis preditoras, acrescentou 4% no poder de explicação dos modelos em EM e pouco mais de 1% em SS.

Tab. 7. Estatística do teste marginal da rotina DistLM para as variáveis abióticas dos pontos EM e SS no rio Paranaíba. NA_j : nível da água de jusante; NA_m : nível da água de montante; OD : oxigênio dissolvido na água; $Prec$: precipitação mensal acumulada; Q_a : Vazão afluente; Q_d : vazão defluente; T_{ar} : Temperatura do ar; $T_{água}$: temperatura da água; $Transp$: transparência da água. Em negrito valores de $P < 0.05$.

Variável	EM			SS		
	SS(trace)	Pseudo-F	<i>P</i>	SS(trace)	Pseudo-F	<i>P</i>
NA_j	1339,1	1,0554	0,4025	1472,9	1,4885	0,1559
NA_m	2898,7	2,3703	0,0225	1930,6	1,978	0,0547
OD	3016,6	2,4736	0,0179	4921,9	5,5421	0,0001
$Prec$	1914,4	1,5292	0,1403	4934,9	5,5591	0,0001
Q_a	5166,9	4,4687	0,0003	3741,2	4,0542	0,0008
Q_d	4393,2	3,7262	0,0015	2274,5	2,3546	0,0224
T_{ar}	594,8	0,46083	0,8921	3306,9	3,5346	0,0025
$T_{água}$	2821,2	2,3026	0,022	6784,9	8,1422	0,0001
$Transp$	3599,1	2,9934	0,0059	4032,3	4,4105	0,0004

Tab. 8. Modelos de solução das variáveis abióticas obtidas pelo procedimento de seleção *BEST* e critério de seleção AIC no DistLM. Variáveis: 1= Temperatura do ar; 2= Nível da água de montante; 3= Vazão afluente; 4= Vazão defluente; 5= Nível da água de jusante; 6= Precipitação mensal acumulada; 7= Temperatura da água; 8= Oxigênio dissolvido na água; 9= Transparência da água.

Local	AIC	R ²	RSS	No.Variáveis	Variáveis
EM	251,86	0,37	28178	5	2, 3, 4, 7, 8
	252,03	0,36	28315	5	3, 4, 6, 7, 8
	252,03	0,33	29933	4	3, 4, 7, 8
	252,04	0,36	28316	5	1, 3, 4, 7, 8
	252,23	0,39	26932	6	2, 3, 4, 5, 7, 8
SS	242,27	0,35	22824	4	3, 5, 6, 8
	242,45	0,38	21696	5	2, 3, 5, 6, 8
	242,68	0,38	21837	5	3, 5, 6, 8, 9
	242,69	0,30	24407	3	3, 5, 8
	242,74	0,41	20692	6	2, 3, 5, 6, 8, 9

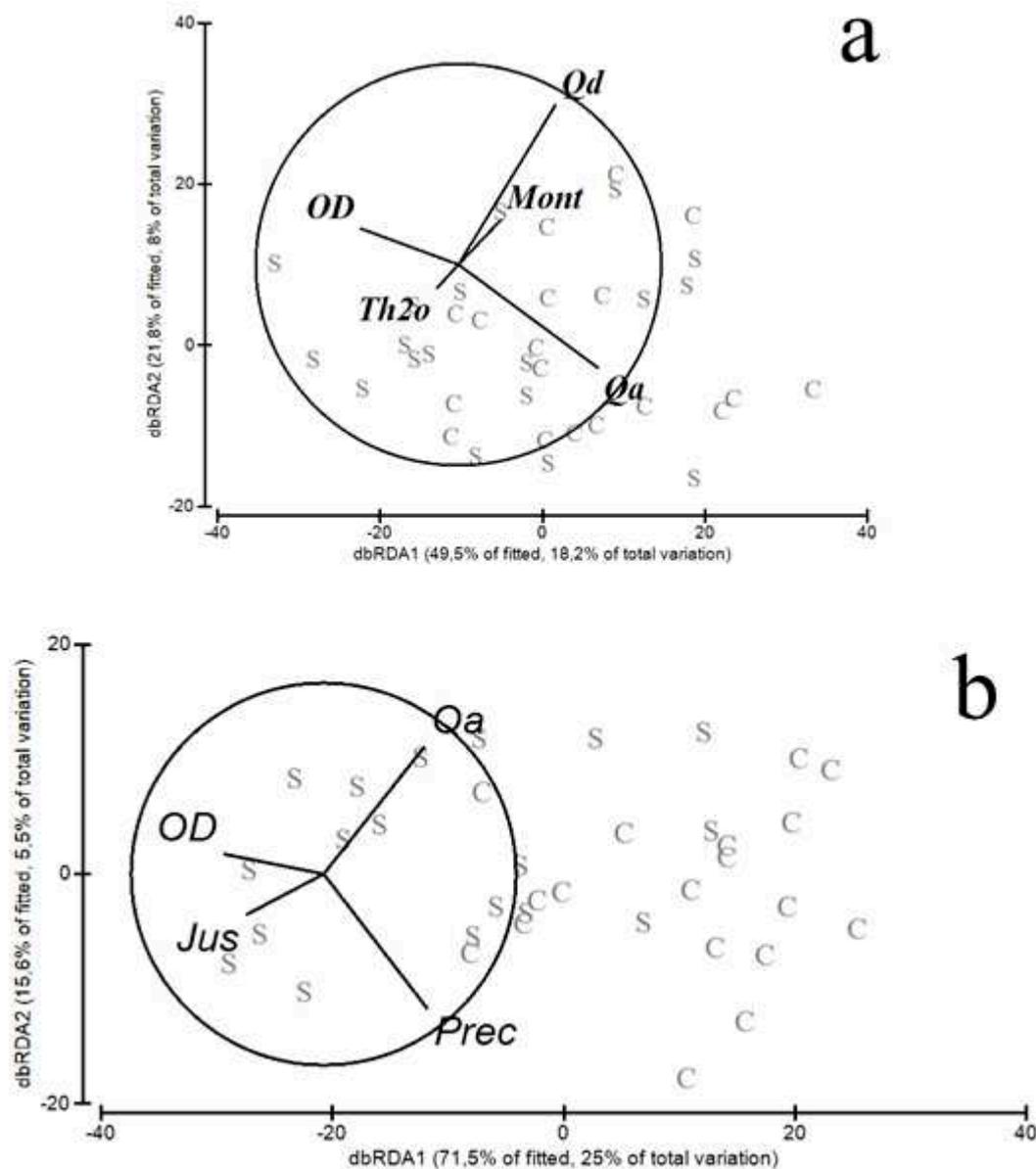


Fig. 12. Resultado da dbRDA das variáveis predictoras associadas à variabilidade da abundância de peixes nos pontos de coleta. **a.** EM e **b.** SS. Amostras representadas por “C” para estação chuvosa e “S” para estação seca. *Jus*: nível da água de jusante; *Mont*: nível da água de montante; *OD*: oxigênio dissolvido na água; *Prec*: precipitação mensal acumulada; *Q_a*: Vazão afluente; *Q_d*: vazão defluente; *Th2o*: temperatura da água; *Transp*: transparência da água.

6 Discussão

Characiformes e Siluriformes são as ordens mais abundantes da região neotropical (Lowe-McConnel, 1999) e correspondem a 80% das espécies listadas para a

bacia do rio Paraná (Langeani *et al.*, 2007). O padrão verificado no rio Paranaíba não diferiu disso, apresentando também uma elevada abundância e constância de *P. maculatus* ao longo do período amostrado, como observado em muitos reservatórios (*e.g.*, Dei-tos *et al.* 2002; Maia *et al.* 2007). Tal abundância elevada pode ser atribuída à alta plasticidade alimentar e reprodutiva da espécie.

Os táxons amostrados no presente estudo corresponderam a cerca 18% das espécies listadas para toda a bacia do alto rio Paraná por Langeani *et al.* (2007), com ocorrência de algumas espécies alóctones. O estabelecimento dessas espécies pode ter sido facilitado por suas estratégias de história de vida e pela alteração do ambiente, semelhantemente ao observado no rio Colorado, nos Estados Unidos (*e.g.*, Olden *et al.*, 2006). Winemiller, Rose (1992) classificam as estratégias de história de vida como periódicas, oportunistas, de equilíbrio ou intermediárias. Estratégias de vida periódicas apresentam as seguintes características: maturação sexual tardia, reprodução sincronizada realizada em curtos períodos de tempo, alta produção de ovócitos, baixa taxa de sobrevivência das larvas e desenvolvimento larval e dos juvenis relativamente rápido. São características das estratégias oportunistas a maturação sexual precoce, período reprodutivo extenso, rápido crescimento larval e alta taxa de *turnover* na população. Já as características da estratégia de equilíbrio ou intermediárias são: idade de maturação sexual moderada, baixa fecundidade, alta taxa de sobrevivência da prole, e preferência por habitats estáveis. Considerando espécies de estratégias oportunistas, estas são favorecidas em ambientes com variações imprevisíveis em pequenas escalas temporais e espaciais (Olden *et al.*, 2006), como trechos de rio a jusante de usinas hidrelétricas, pois as vazões são reguladas por planejamento e demanda energética, e não por ciclos naturais.

Dentre as espécies alóctones comuns aos pontos amostrais, *S. pappaterra*, *S. marginatus* e *C. piquiti* contêm uma ou mais características de estratégias de história de vida oportunistas e de equilíbrio, que explicam a capacidade dessas espécies em se estabelecer em novos ambientes. Maturação gonadal precoce para *S. pappaterra* (Suzuki *et al.*, 2004) e período reprodutivo extenso para *S. marginatus* (Langeani, Rêgo, 2014) e *C. piquiti* (Gomiero, Braga, 2004) são características da estratégia de oportunismo, enquanto que alta taxa de sobrevivência da prole, devido ao cuidado parental, comum às três espécies (Langeani, Rêgo, 2014) é uma característica da estratégia de equilíbrio. Adicionalmente, *S. pappaterra* é onívora (Peressin *et al.*, 2017),

o que poderia ser considerado como outro facilitador para seu estabelecimento (Agostinho *et al.*, 2007a). Já as demais, piscívoras, dependem da disponibilidade de presas. Outra espécie alóctone comum aos pontos amostrais foi *T. nematurus*. Ela não se enquadra como uma espécie oportunista por ser migradora (Agostinho *et al.*, 2007a), porém seu estabelecimento pode ter sido favorecido por sua dieta onívora (Peressin *et al.*, 2017; Lopes *et al.*, 2017), assim como *S. pappaterra*.

A piranha *S. marginatus* merece destaque sobre a abordagem de invasão de ambientes devido à alta abundância encontrada em EM, fator inconspícuo para as demais espécies alóctones comuns aos dois pontos amostrais. Sua área de ocorrência natural era restrita ao segmento a jusante das Sete Quedas, atualmente afogada pelo reservatório da usina de Itaipu (Agostinho, Júlio Jr., 2002). A colonização da parte alta do rio Paraná por *S. marginatus* teve início após enchimento do reservatório de Itaipu e inundação da barreira geográfica natural em 1982 (Agostino, Julio-Jr, 2002; Langeani *et al.*, 2007). Vale ressaltar que anteriormente à inundação da barreira pela usina de Itaipu, outras barreiras intransponíveis já existiam ao longo do rio Paranaíba, como três usinas hidrelétricas sem sistema de transposição de peixes, o que impediria a chegada dessa espécie até EM. Contudo, essas barreiras não seriam capazes de impedir introduções deliberadas ou não intencionais, que poderiam ser feitas por qualquer usuário do rio Paranaíba. Há exemplos de introduções por diversos motivos, como interesse para pesca esportiva do tucunaré (Gomiero, Braga, 2003; Agostinho *et al.*, 2007a) e soltura de peixes relacionados à aquariofilia, como o oscar *Astronotus crassipinnis* (Heckel, 1840) (Graça, Pavanelli, 2007). É bem provável a *S. marginatus* tenha iniciado a invasão em EM duas décadas após a sua introdução no reservatório de Itaipu, devido à sua baixa abundância no ano I comparada à sua elevada abundância no ano VI. Agostinho, Julio-Jr (2002) relataram o processo de invasão de *S. marginatus* no reservatório de Itaipu e indicaram a possibilidade de coexistência com sua congênere, *S. maculatus*, como ocorre naturalmente no rio Paraná em Yaciretá, entre Argentina e Paraguai, na proporção de 1:4,5 (CIDET, 1996). As proporções entre as piranhas nos pontos amostrais foram 1:26,3 e 1:4,1 em EM e SS, respectivamente. Tal proporção desbalanceada em EM sugere que *S. marginatus* exerça pressão via competição em *S. maculatus*. Já em SS, onde a proporção entre as espécies de piranhas foi próxima à da relatada pelos autores supracitados, *P. squamosissimus*, espécie piscívora (Santos *et al.*, 1994), é uma possível reguladora da população de *S. marginatus* através da competição

por recursos e ocupação do nível trófico. Dessa forma, possivelmente as populações de piranhas coexistam e usem os recursos conforme a hipótese do Distúrbio Intermediário (Hutchinson, 1953), na qual a espécie dominante utiliza os recursos de melhor qualidade enquanto a espécie fugitiva necessita apenas de evitar interação com a dominante. Contudo, para melhor avaliar tal hipótese seria necessário um estudo sobre competição entre essas três espécies.

Plagioscion squamosissimus pode ter seu estabelecimento já consolidado há algum tempo em SS. Na década de 70 do século XX, existiram incentivos à introdução dessa espécie amazônica na região nordeste, para melhorar o rendimento pesqueiro (Santos *et al.*, 2016). À mesma época, ela se estabeleceu no rio Grande e Paraná (Braga, 2008), devido ao escape ocorrido no rio Pardo, afluente do rio Grande (Agostinho *et al.*, 2007a). Por ser predadora de cerca de 50 espécies do rio Paraná (Hahn *et al.*, 1997), ela pode ser responsável por diminuição da abundância (e biomassa) de espécies nativas, como ocorreu no rio Grande (Santos *et al.*, 1994). Outro fator que contribuiu para o estabelecimento de *P. squamosissimus* é a necessidade de vasta zona litorânea e estabilidade do nível da água (Agostinho *et al.*, 1999), condições intrínsecas dos grandes reservatórios das usinas hidrelétricas.

Introdução de espécies alóctones só pode ser devidamente considerada prejudicial se de fato ela conduzir à perda de diversidade ou alteração do funcionamento do ecossistema (Gozlan *et al.*, 2010). Efeitos deletérios nas comunidades de peixes são os mais esperados quando se trata de invasão de espécies, principalmente se estas forem carnívoras/piscívoras (Agostinho *et al.*, 2007a). Contudo, ao invés de perda de diversidade, houve aumento da mesma em EM e estabilidade em SS ao longo dos anos. Possíveis explicações para tal são que o efeito da invasão ainda não foi captado ou não ocorreu devido à fase de atraso (*lag phase*) (Gozlan, *et al.*, 2010), ou que alterações na comunidade nativa em função das alterações no ambiente precedentes à introdução deixaram o nicho vago. Logo, *S. marginatus* estaria aproveitando a oportunidade para se estabelecer em EM devido à alteração no ambiente, ao invés de ser uma invasão com remoção de espécies nativas. Já em SS, é provável que os efeitos da introdução de espécies alóctones tenham ocorrido bem antes do período do estudo.

Com relação à sazonalidade, esta representa uma característica marcante na organização de comunidades de peixes neotropicais (Lowe-McConnell, 1999). Ela está associada principalmente à disponibilidade de alimento e interações tróficas (predação e

competição por alimento) entre as espécies de peixes (Souza *et al.*, 2016). Um dos principais gatilhos para a ocorrência desse fenômeno são os pulsos de cheia que alteram o nível da água em rios naturais (Junk, 1997; Agostinho *et al.*, 2003). Em sistemas com alta ação antrópica, como rios com reservatórios em cascata (sequência de barragens num mesmo curso de água), esse efeito deixa de ser natural e passa a ser regulado pelo Sistema Interligado Nacional (SIN), que regula a produção de energia elétrica a nível nacional. Quando há necessidade de aumento de produção de energia elétrica, as usinas reguladas pelo SIN aumentam a produção, e conseqüentemente a vazão defluente. Contudo, a regulação de vazões gerenciada pelo SIN não eliminou a sazonalidade da estruturação das comunidades no rio Paranaíba.

A dinâmica de migração é um importante fator na variação temporal da diversidade nos trechos inferiores das bacias hidrográficas (Taylor, Warren, 2001). Dessa forma é esperado que durante a época de migração reprodutiva ocorra acúmulo de cardumes migradores no canal de fuga das usinas (Agostinho *et al.*, 2007a), que, por sua vez, podem atrair predadores para essa área (Godinho *et al.*, 2007). De fato, a sazonalidade da abundância nos pontos amostrais do estudo corrobora essas afirmativas, tendo em vista que espécies migradoras totalizaram 37% dos peixes coletados. Destes, aproximadamente 90% foram *P. maculatus*. Há de se considerar que, devido à alta abundância de *P. maculatus* em diversos rios com barragens em cascata, como o rio Grande, Araguari e o próprio Paranaíba (Souza *et al.*, 2017), a espécie não seja tão exigente quanto espécies migradoras de grande distância, que necessitam de grandes trechos lóticos livres para completar seu ciclo de vida (Agostinho *et al.*, 2007a). Ela pode estar se reproduzindo tanto em remanescentes lóticos a jusante de algumas usinas hidrelétricas quanto nos reservatórios formados por suas barragens.

É importante ressaltar que os petrechos de pesca utilizados no estudo não são adequados para captura de grandes migradores da bacia do rio Paraná, o que diminuiu as chances de que tais espécies fossem capturadas devido ao tamanho das malhas utilizadas. Apesar disso, grandes migradores, como *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816), *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887), *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837), *Zungaro jahu* (Ihering, 1898), *Pseudoplatystoma corruscans* (Spix, Agassiz, 1829) e os ameaçados (Rosa *et al.*, 2008) *Brycon orbignyanus* (Valenciennes, 1850) e *Steindachneridion* sp., ainda ocorrem na área do estudo (Langeani *et al.*, 2007; Giraldo *et al.*, 2017; obs. pessoal). A integridade/viabilidade

genética dessas populações para o longo prazo, contudo, pode ser alvo de preocupação, como recentemente observado para as populações de *Z. jahu* de SS (Barroca *et al.*, no prelo).

A comunidade de peixes analisada nos dois pontos amostrais foi próxima à representação da comunidade real, não sendo necessárias campanhas adicionais para amostragem de uma maior riqueza, considerando o índice $S(obs)$ estimado no presente estudo. O conjunto de estimadores de riqueza definidos para avaliar *EA* tem suas vantagens e desvantagens. A literatura é vasta e diversificada sobre o uso dos estimadores (e.g Chazdon *et al.*, 1998; Poulin, 1998; Walther, Martin, 2001), sendo que não há consenso em qual estimador seria mais adequado. Uns são mais sensíveis ao tamanho amostral como *Jacknife* e *bootstrap*, outros variam muito de acordo com o grau de agregação (*patchiness*) da comunidade, como Chao 1 e ICE (Magurran, 2013). Chao1 é considerado o estimador mais conservador de todos (Gotelli, 2009), mas nas análises realizadas, *bootstrap* foi o mais conservador e *Jacknife 2* o menos conservador. Valores de *EA* entre 67 e 88% foram considerados adequados para estudo sobre besouros em ambientes de introdução e nativos (Puker *et al.*, 2014), assim como valores entre 77 e 84% foram adequados para estudos sobre peixes na bacia do rio Cuiabá (Baginski *et al.*, 2007). Além disso, extrapolando-se o número de campanhas para mais 36, ou seja, mais seis anos de coletas, o incremento médio da *EA* seria de 1,5% ao ano, valor que pode ser considerado baixo, tendo em vista os custos envolvidos para realizar mais coletas. Dessa forma, com *EA* média de 88 e 82% para EM e SS, respectivamente, a amostragem realizada no presente estudo pode ser considerada satisfatória, mesmo não tendo amostrado toda a riqueza estimada.

Grande parte da dissimilaridade entre as comunidades dos pontos amostrais pode ter sido gerada pela disponibilidade de recursos no ambiente. Espécies onívoras fazem parte do grupo de EM, enquanto em SS são herbívoras. Já no topo da cadeia trófica, cada ponto amostral foi representado por uma espécie diferente, ou seja, o item alimentar peixe, que é o mais consumido pelas comunidades de peixes a jusante de usinas hidrelétricas (Peressin *et al.*, 2017), está sendo utilizado por piscívoros diferentes em cada ponto amostral.

O *Stress* de 0,17 pode ser considerado baixo o suficiente para que a representação gráfica do NMDS seja considerada bem ajustada (Sturrock, Rocha, 2000). Os oito componentes do subgrupo formado em SS foram predominantemente amostras

da estação seca com ausência de *L. friderici*, sugerindo que a espécie faça uso de áreas diferentes do canal de fuga fora de seu período reprodutivo. Na literatura, contudo, não há consenso sobre a estratégia reprodutiva de *L. friderici* (Brito *et al.*, 1999), impedindo uma melhor contextualização de tal aspecto.

A correlação negativa ($r_s = -0,43$; $P < 0,01$) entre as abundâncias de *S. marginatus* e *P. maculatus* em EM é bastante relevante, mas ela pode não ser uma relação de causa e efeito. Avaliada isoladamente, possíveis explicações para a abundância da piranha foram apresentadas anteriormente. A abundância de *P. maculatus*, por sua vez, pode ter sido regulada mais fortemente pelos fatores ambientais indicados pelo DistLM do que por alguma interação com *S. marginatus*.

A operação de reservatórios sob o aspecto do aproveitamento hidrelétrico é forçada a considerar os propósitos de gerar energia e controlar cheias. Para gerar energia, mantém-se o reservatório o mais cheio possível, enquanto que para controlar cheias, é necessário conservar o reservatório vazio para garantir espaço capaz de absorver grandes Q_a decorrentes de cheias severas (Preti *et al.*, 2007). NA_m em usinas com reservatórios de acumulação tende a seguir padrão de alta no fim da estação chuvosa e declínio ao longo do ano para que, no início da estação chuvosa seguinte, haja espaço para armazenamento Q_a . A maior parte dos impactos e influências de NA_m e Q_a ocorre com a ictiofauna residente no reservatório (Agostinho *et al.*, 2007a), sendo incomum a associação destas com a comunidade adjacente, ou seja, a jusante da barragem da usina. Por isso é bem provável que a influência dessa variável na estruturação da comunidade seja efeito da sazonalidade de ambas.

Pimelodus maculatus pode ter a tendência de se acumular no canal de fuga de EM quando a usina está com Q_d mais elevada. A velocidade da água, a variabilidade da descarga em diferentes escalas temporais e a frequência de vazões extremas exercem controle sobre os organismos presentes no habitat (Neiff, 1990), sendo importantes na orientação, migração (Northcote, 1984; Agostinho *et al.*, 2003) e atração de peixes para o canal de fuga das usinas (Clay, 1995). O aumento de Q_d pode ser interpretado pela comunidade de peixes como pulsos de cheia no rio. Loures, Pompeu (2012) relataram que a vazão defluente da UHE Três Marias, no rio São Francisco, foi um dos principais fatores que explicaram a variação da abundância de peixes no canal de fuga dessa usina, sendo o mesmo padrão observado especificamente para *P. maculatus* (Andrade *et al.*, 2017). Para EM, como Q_d compôs a melhor solução para resposta da comunidade de

peixes às variáveis ambientais, e *P. maculatus* foi a espécie mais abundante da comunidade, é possível atestar a influência da variação de Q_d nessa espécie.

$T_{\text{água}}$ se destaca como fator ambiental de elevada importância nos processos ecológicos em comunidades de peixes (Agostinho *et al.*, 2007a). Sua elevação induz ao aumento da atividade dos peixes (Garcia *et al.*, 2008), o que ocorre naturalmente na estação chuvosa (Lowe-McConnel, 1999). Era de se esperar que $T_{\text{água}}$ influenciasse ambas as comunidades, mas isso não foi observado no modelo de resposta do DistLM, apesar dos testes marginais terem apresentado significância de $T_{\text{água}}$ quando analisada isoladamente das demais variáveis. Dada a diferença estrutural entre as comunidades, é possível que as espécies predominantes em EM possam sofrer maior influência da $T_{\text{água}}$, do que as de SS.

OD tende a ser mais baixo durante a estação seca (Winemiller *et al.*, 2008). Porém, foi verificado o padrão inverso nos locais amostrados. Assim como descrito em Prado *et al.* (2017), o padrão de OD encontrado pode ser atribuído à estratificação térmica do reservatório, com baixo OD no hipolímnio, onde está localizada a tomada d'água das turbinas. A desestratificação ocorre durante a estação seca, possibilitando o aumento do OD . Ambas as comunidades estudadas responderam de forma semelhante ao OD , mas antagônicamente ao observado em Kramer (1987), que relata relação positiva entre OD abundância de peixes. Assim como observado anteriormente para SS em Carvalho *et al.*, (2017) e agora para EM, a relação entre OD e as abundâncias podem não ser de causa e efeito, mas apenas um reflexo da sazonalidade da variável.

Em um sistema regulado pela demanda energética, NA_j vem a ser altamente correlacionada com a Q_d . Porém, por se tratar de um sistema em cascata, parte da variável NA_j pode ser regulada pela água armazenada no reservatório subsequente da área estudada. No decorrer do estudo, passamos por uma severa crise hídrica, que alterou drasticamente NA_j em SS. O reservatório de jusante, da UHE Ilha Solteira, pela primeira vez ao longo de sua história esgotou sua reserva de água para geração de energia e consumiu parte do volume morto, chegando a causar a paralisação da hidrovia Paraná-Tietê por falta de navegabilidade na região. Tal evento ocorreu entre os anos V e VI, quando a amplitude de variação de NA_j foi de cerca de 5 m, muito além da média de anos anteriores, que foi 2 m. Essa variação oriunda de um evento extremo pode ter sido a causa da variável ter entrado na solução do modelo pelo DistLM em SS. Em EM, onde NA_j não sofreu tamanha variação, a variável ficou fora do modelo de solução proposto pelo DistLM. O grau de dependência de NA_j é menor em espécies sedentárias

do que em migradoras (Agostinho *et al.*, 2007a), por isso a presença de migradores ajuda a manter essa relação.

A precipitação é um importante fator abiótico relacionado às cheias em ambientes naturais e na regulação do ciclo biológico dos peixes (Lowe-McConnel, 1999). Com a instalação de barragens e a regulação das cheias por estas (Agostinho *et al.*, 2007a), a precipitação poderia perder um pouco do poder de regulação por não ser mais gatilho direto para iniciar as cheias e os processos biológicos nas comunidades de peixes. De certa forma, isso pode ser observado para EM, já que *Prec* não fez parte do melhor modelo de solução indicado pelo DistLM. Em contrapartida, em SS, *Prec* fez parte da melhor solução do DistLM, indicando que a relação precipitação/peixes, construída ao longo do desenvolvimento evolutivo das espécies (Agostinho *et al.*, 2007a) pode se manter, mesmo para sistemas barrados.

Variáveis ligadas à operação da usina propriamente dita foram mais importantes em EM do que em SS para explicar a variabilidade das comunidades de peixes. Considerando-se que as variáveis naturais agem de forma mais gradual, enquanto que as variáveis operacionais tendem ser abruptas (Agostinho *et al.*, 2007a), a maior variabilidade dos índices ecológicos em EM pode ser consequência das respostas da comunidade de peixes às variações abruptas oriundas do funcionamento das usinas, as quais compuseram o melhor modelo para explicar a matriz biótica.

Manipular o sistema regulado por usinas hidrelétricas pode ser uma estratégia de conservação, desde que as comunidades sob a influência do empreendimento sejam conhecidas e estudadas. Por exemplo, Power (1996) sugere que o manejo das vazões das usinas em épocas certas pode ser um incentivo à reprodução de espécies nativas ou desarticuladora de estratégias reprodutivas de espécies invasoras. De maneira semelhante, Godinho *et al.* (2003), indicaram o aumento da vazão no rio São Francisco pela abertura das comportas do vertedouro da usina hidrelétrica de Três Marias como estratégia para garantir a reprodução de espécies migradoras de peixes. Para a planície de inundação do alto Paraná foi encontrado que cheias com duração superiores a 75 dias favoreciam a reprodução de peixes migradores (Gomes, Agostinho, 1997).

De maneira geral, as comunidades de peixes apresentaram diferenças entre si, apontadas pelos índices ecológicos e variações das abundâncias das espécies mais coletadas. A comunidade mais a montante no rio Paranaíba, EM, está menos estabilizada do que a jusante, em SS, tendo em vista as oscilações dos índices

ecológicos ao longo dos anos hidrológicos, e a maior influência da operação da usina na primeira. Os índices ecológicos tendem a ser semelhantes entre pontos amostrais durante a estação seca e diferentes durante a estação chuvosa, indicando a importância da sazonalidade como agente estruturador das comunidades. Em EM há fortes indícios de invasão da espécie alóctone *S. marginatus*, mas o depauperamento da diversidade não foi percebido. Dado que todas as variáveis abióticas, independentemente de origem (natural ou das usinas) apresentaram certa sazonalidade, há de se recomendar que a realização de manobras de maior risco à ictiofauna, como paradas de unidades geradores para manutenções prolongadas ou sucessivas partidas de unidades, em ambas as usinas, sejam realizadas durante estação seca, quando há menores abundâncias de peixes, maior OD , e $T_{\text{água}}$ mais amena do que na estação chuvosa. Além disso, para a usina de Emborcação, algum manejo em Q_d antes de realizar a manobras pode surtir efeitos positivos.

Agradecimentos

À Cemig/Programa Peixe Vivo e ao Centro de Transposição de Peixes/UFMG, pelo financiamento e viabilização do estudo. Ao Programa de pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia, pela oportunidade oferecida. À prof^a Dr^a Ariádine Cristine de Almeida pela orientação. Aos geógrafos Guilherme Coelho Melazzo e Fernando Braconaro, pela elaboração do mapa. Aos biólogos Raquel Loures e Átila Rodrigues Araújo, pelo auxílio com as análises multivariadas e coleta de dados.

7 Referências bibliográficas

Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). BIG - Banco de Informações de Geração. 2015. Available from: <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>

Agostinho AA, Gomes LC, Bonecker CB, Thomaz SM. Padrões de variação de longo prazo na planície de inundação do alto rio Paraná. In: Tabarelli M, Rocha CFD, Piccoli H, Romanowski O., editores. PELD-CNPq Dez anos do programa de pesquisas ecológicas de longa duração no Brasil. Achados, lições e perspectivas. Recife: Editora Universitária da UFPE; 2013. p. 163-194.

Agostinho AA, Gomes LC, Suzuki HI, Júlio-Júnior HF. Migratory fishes of the upper Paraná river basin, Brazil. In: Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A., editors. *Migratory Fishes of South America: biology, fisheries and conservation status*. Ottawa: IDRC-World Bank; 2003. p. 19–98.

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. Maringá: Eduem; 2007a.

Agostinho AA, Miranda LE, Bini LM, Gomes LC, Thomaz SM, Suzuki HI. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: Tundisi JG, editor. *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Leiden: Backhuys Publishers; 1999. p. 227-265.

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*. 2008; 68(4), 1119-32. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>

Agostinho AA, Pelicice FM, Petry AC, Gomes LC, Júlio-Júnior H.F. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 2007b; 10(2): 174-86. <https://doi.org/10.1080/14634980701341719>

Agostinho CS, Hahn NS, Marques EE. Patterns of food resource use by two congeneric species of piranhas (*Serrasalmus*) on the upper Paraná river floodplain. *Brazilian Journal of Biology*. 2003; 63(2): 177-82. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842003000200002>

Agostinho CS, Júlio-Júnior H.F. Observation of an invasion of the piranha *Serrasalmus marginatus* Valenciennes, 1947 (Osteichthyes, Serrasalminidae) into the Upper Parana River, Brazil. *Acta Scientiarum*. 2002; 24(2): 391-95.

Almeida VLL, Hahn NS, Agostinho CS. Stomach content of juvenile and adult piranhas (*Serrasalmus marginatus*) in the Paraná Floodplains, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 1998; 33(2): 100-05. <https://doi.org/10.1076/snfe.33.2.100.2167>

Anderson MJ. A new method for a non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*. 2001; 26: 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>

Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods*. Plymouth: PRIMER-E; 2008.

Andrade F, Prado IG, Loures RC, Godinho AL. Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2012; 10: 723-30. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400005>

Andrade F, Prado IG, Rodrigues RR, Godinho AL. Influence of discharge of Três Marias Dam over different temporal scales on the capture of mandi in the tailrace. In:

Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 247-258 (Serie Peixe Vivo, 6).

Baginski L, Fiorentino AC, Fernandes IM, Penha JMF, Mateus LAD. The spatial and temporal dimension of fish diversity of the vegetated litoral zone of marginal lagoons of the Cuibá river floodplain, Pantanal, Brazil. *Biota Neotropica*. 2007; 7(3): 233-38. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300025>

Barroca TM, Andrade S, Giraldo A, Ribeiro D, Carvalho MM, Araújo AR. Conservation genetics of the critically endangered catfish jaú (*Zungaro jahu*) from the lower Paranaíba River, Brazil. *Hydrobiologia*. Forthcoming 2018.

Baumgartner MT, Baumgartner G, Gomes L. C. Spatial and temporal variations in fish assemblage: testing the zonation concept in small reservoirs. *Brazilian Journal of Biology*. 2018; 78(3): 487-500. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.170424>

Bocard D, Gillet F, Legendre P. Numerical ecology with R. New York: Springer Science & Business Media; 2011. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>

Braga FMS. Biologia reprodutiva de *Plagioscion squamosissimus* (Teleostei, Scianidae) na represa de Barra Bonita, Rio Piracicaba (SP). *UNIMAR*. 2008; 19(2): 447-60.

Bray JR, Curtis JT. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. 1957; 27: 325-49. <https://doi.org/10.2307/1942268>

Britski, HA. Peixes de água doce do Estado de São Paulo: Sistemática. *Poluição e Piscicultura*. 1972: 79-108.

Brito MFG. Reprodução de *Leporinus friderici* (Pisces: Anostomidae) no reservatório de Itumbiara, GO. *Bios*. 1997; 7(7): 33-40.

Buckup, PA., Menezes, NA., Ghazzi, MAS, editors. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro: Museu Nacional; 2007. (Série Livros; 23).

Buisson L, Blanc L, Grenouillet G. Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of freshwater fish*. 2007; 17 (2): 244-57. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00276.x>

Buuren S, Groothuis-Oudshoorn K. mice: Multivariate Imputation by Chained Equations in R. *Journal of Statistical Software*. 2011; 45(3): 1-67. <https://doi.org/10.18637/jss.v045.i03>

Cachapuz, PBB. Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil 1952-2005. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil; 2006.

Carvalho MM, Araújo AR, Godinho AL. Fishes of the São Simão Dam tailrace, Paranaíba River, Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish

death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 209-230 (Serie Peixe Vivo, 6).

Cattani AP, Jorge FGD, Ribeiro GC, Wedekin LL, Lopes PCDAS, Rupil GM, Spach HL. Fish assemblages in a coastal bay adjacent to a network of marine protected areas in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 2016; 64(3): 295-308. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592016121306403>

Centro de Desarrollo Tecnológico del Sector Eléctrico (CIDET). Estudio de asociaciones de organismos en comunidades acuáticas en el embalse Yaciretá. Misiones: Universidade Nacional de Misiones. 1996.

Chazdon RL, Colwell RK, Denslow JS, Guariguata MR. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In: Dallmeier F, Comiskey JA, editors. *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: conceptual background and old world case studies*. Center for International Forestry research; 1998. p. 285-309 (Man and the Biosphere Series, 20).

Clarke KR, Gorley RN. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. Plymouth: PRIMER-E; 2006.

Clay CH. *Design of fishways and other fish facilities*. Boca Raton: CRC Press; 1995.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba (CBH Paranaíba). *A bacia e suas principais características*. 2017. Available from: <http://www.cbhparanaiba.org.br/bacia/principais-caracteristicas>

Colwell RK. *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 9. User's guide. 2013. Available from: <http://purl.oclc.org/estimates>.

Dajoz R. *Ecologia geral*. São Paulo: Vozes; 1983.

Dei Tos C, Barbieri G, Agostinho AA, Gomes LC, Suzuki HI. Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil. *Cybium*. 2002; 26(4): 275-82.

Dhana K. Outlier removal by the Tukey rules on quartiles +/- 1.5 IQR. 2017. Available from: <https://datascienceplus.com/rscript/outlier.R>.

Doudoroff P, Shumway DL. *Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United States; 1970.

Dutra MAG, Freitas SG, Vilela MJA. Participação da família Pimelodidae (pisces: siluriformes) na pesca profissional do reservatório de porto primavera, rio paraná (2006-

2008). Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista. 2014; 10(3): 216-24. <https://doi.org/10.17271/198008271032014854>

Esteves FA. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência; 1988.

Fernandes, R, Agostinho, AA, Ferreira, EA, Pavanelli, CS, Suzuki, HI, Lima, DP, Gomes, LC. Effects of the hydrological regime on the ichthyofaunal of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. Brazilian Journal of Biology. 2007; 69(2): 669-80. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300021>

Galves W, Shibatta OA, Jerep FC. Estudos sobre a diversidade de peixes na bacia do alto rio Paraná: uma revisão histórica. Semina: Ciências Biológicas e da Saúde. 2009; 30(2): 141-54. <https://doi.org/10.5433/1679-0367.2009v30n2p141>

Garcia LDO, Copatti CE, Wacholz F, Pereira Filho W, Baldisserotto B. Freshwater temperature in the state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil, and its implication for fish culture. Neotropical Ichthyology. 2008; 6(2): 275-281. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252008000200016>

Giraldão A, Araújo AR, Carvalho MM, Rodrigues RR, Godinho AL. Fish carcasses adrift in the Paranaíba River downstream of the São Simão Dam, Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 179-198 (Série Peixe Vivo: 6).

Godinho AL, Kynard B, Godinho HP. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. Environmental Biology of Fishes. 2007; 80(4): 421-33. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9141-1>

Godinho AL, Kynard B, Martinez CB, Godinho HP. Água, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas; 2003.

Goldberg J, Lucon O. Energia e meio ambiente no Brasil. Estudos avançados. 2007; 21(59): 7-20. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142007000100003>

Gomes LC, Agostinho AA. Influence of the flooding regime on the nutritional state of the curimba, *Prochilodus srofa*, Steindachner, in the Upper Paraná River, Brazil. Fisheries Management and Ecology. 1997; 4: 263-274. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1997.00119.x>

Gomiero LM, Braga FMS. Pesca experimental do tucunaré, gênero *Cichla* (Osteichthyes, Cichlidae), no reservatório da UHE Volta Grande, rio Grande (48°25' - 47°35'W, 19°57' - 20°10'S). Boletim de Instituto de Pesca. 2003; 29(1): 29-37.

Gomiero LM, Braga FMS. Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 2004; 64(3B): 179-85. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000400008>

Gotelli NJ. *Ecologia*. Londrina: Planta; 2009.

Gozlan RE, Britton JR, Cowx I, Copp GH. Current knowledge of non-native freshwater fish introductions. *Journal of fish biology*. 2010; 76(4): 751-86. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02566.x>

Graça WJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e suas áreas adjacentes. Maringá: EDUEM; 2007.

Hahn NS, Agostinho AA, Gotein R. Feeding ecology of curvina *Palngioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu reservoir and Porto Rico floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 1997; 9(1): 11-22.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD, editors. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis [internet]. Available from: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Hutchinson GE. The concept of pattern in ecology. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 1953; 105: 1-12.

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). BDMEP. Série histórica. Dados mensais. 2017. Available from: www.inmet.gov.br

Junk WJ. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplains. In: Junk WJ, editor. *The Central Amazon Floodplain: ecology of a pulsing system*. Verlag: Springer; 1997. p. 3-20. https://doi.org/10.1007/978-3-662-03416-3_1

Junk WJ, Mello JAS. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. *Estudos avançados*. (1990); 4(8): 126-43. <https://doi.org/10.1590/S0103-40141990000100010>

Kaufmann V, Pinheiro A. Relationship between ichthyofaunal diversity and hydrodynamic factors in a stream of Uruguay river basin. *Biota Neotropica*. 2009; 9(1): 47-53. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032009000100006>

Kramer DL. Dissolved oxygen and fish behavior. *Environmental Biology of Fishes*. 1987; 18 (2): 81-92. <https://doi.org/10.1007/BF00002597>

Kwak TJ, Peterson JT. Community indices, parameters, and comparisons. In: Guy C, Brown ML, Editors. *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda: American Fisheries Society; 2007. p. 677-763.

Langeani F, Castro RMC, Oyakawa OT, Shibatta OA, Pavanelli CS, Casatti L. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras.

Biota Neotropica. 2007; 7(3): 181-97. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300020>

Langeani F, Rêgo ACL. Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Araguaí. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil Central; 2014.

Lassala MDP, Renesto E. Reproductive strategies and genetic variability in tropical freshwater fish. *Genetics and Molecular Biology*. 2007; 30(3):690-97. <https://doi.org/10.1590/S1415-47572007000400030>

Legendre P, Anderson MJ. Distance-based redundancy analysis: testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological monographs*. 1999; 69(1): 1-24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)

Lima AF, Makrakis MC, Silva PS, Azevedo AV, Makrakis S, Assumpção et al. Padrões de distribuição e ocorrência espaço-temporal de ovos e larvas de peixes nos rios Pardo e Anhanduí, bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*. 2013; 11(1): 7-13.

Lopes DA, Vieira KRI, Mota RS, Souza MRF, Costa FES, Paiva F. Opportunistic diet of *Triporthus nematurus* (Characiformes: Triporthidae) in Southern Pantanal ponds: influences of temporal availability and abundance of resources. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 2017; 39(4): 441-47. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v39i4.36391>

Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais (Série Peixe Vivo 6); 2017. Appendix. p. 307-327.

Loures RC, Pompeu PS. Temporal variation in fish community in the tailrace at Três Marias Hydroelectric Dam, São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2012; 10 (4): 731-40. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400006>

Lowe-McConnell RH. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Cunningham PTM, tradutores. São Paulo: Edusp; 1999. (Coleção Base). Original title: Ecological studies in tropical fish communities.

Magurran AE. Medindo a diversidade biológica. Vianna DM, tradutor. Curitiba: UFPR; 2013. Original title: Measuring biological diversity.

Marchetti MP, Moyle PB. Effects of flow regime on fish assemblages in a regulated California stream. *Ecological applications*. 2001; 11(2): 530-39. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0530:EOFROF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0530:EOFROF]2.0.CO;2)

Maia BP, Ribeiro SMF, Bizzotto PM, Vono V, Godinho HP. Reproductive activity and recruitment of the yellow-mandi *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Pimelodidae) in the

Igarapava Reservoir, Grande River, Southeast Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2007; 5(2): 147-52. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252007000200008>

Matthews WJ. *Patterns in freshwater fish ecology*. Springer Science & Business Media 2012.

McArdle BH, Anderson MJ. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*. 2001; 82: 290-97. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0290:FMMTCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2)

Morales M. *sciplot: Scientific Graphing Functions for Factorial Designs*. R package version 1.1-0. 2012. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=sciplot>.

Mourão G, Calheiros DF, Oliveira MD, Padovani C, Fisher E, Thomaz W. Respostas ecológicas de longo prazo a variações plurianuais das enchentes no pantanal. In: Tabarelli M, Rocha CFD, Piccoli H, Romanowski O, editors. *PELD-CNPq Dez anos do programa de pesquisas ecológicas de longa duração no Brasil. Achados, lições e perspectivas*. Recife: UFPE; 2013. p. 90-116.

Northcote TG. Mechanisms of fish migration in rivers. In: *Mechanisms of migration in fishes*. Bosto: Springer; 1984. p. 317-355. https://doi.org/10.1007/978-1-4613-2763-9_20

Odum EP. Bird populations of the Highlands (North Carolina) plateau in relation to plant succession and avian invasion. *Ecology*. 1950; 31:587-605. <https://doi.org/10.2307/1931577>

Olden JD, Poff NL, Bestgen KR. Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River Basin. *Ecological Monographs*. 2006; 76(1): 25-40. <https://doi.org/10.1890/05-0330>

Peressin A, Rodrigues RR, Godinho AL. Diet and trophic structure of the fishes at hydropower plants of the upper Paraná River basin, Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. *Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p.129-154 (Série Peixe Vivo 6)

Petry AC, Abujanra F, Gomes LC, Julio-Júnior HF, Agostinho AA. Effects of the interannual variations in the flood pulse mediated by hypoxia tolerance: the case of the fish assemblages in the upper Paraná River floodplain. *Neotropical Ichthyology*. 2013; 11(2): 413-24. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000008>

Pope KL, Kruse CG. Condition. In: Guy C, Brown ML, Editors. *Analysis and interpretation of freshwater fisheries data*. Bethesda: American Fisheries Society; 2007. p. 423-471.

Poulin R. Comparison of three estimators of species richness in parasite component communities. *The Journal of Parasitology*. 1998; 84(3): 485-90. <https://doi.org/10.2307/3284710>

Power ME, Dietrich WE, Finlay JC. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental management*. 1996; 20(6): 887-95. <https://doi.org/10.1007/BF01205969>

Prado IG, Andrade F, Monteiro AB, Souza RCR, Godinho AL. Influence of abiotic factors on the capture and condition of fish immediately downstream of the Três Marias Dam, São Francisco River, Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 231-245 (Serie Peixe Vivo, 6).

Preti AP, Queiroz MMF, Gomes BM, Vilas-Boas MA, Fazolo A, Silva VR. Determinação da curva volume versus duração por meio da distribuição do valor extremo generalizada para estimativa do volume de espera em reservatórios. *Acta Scientiarum*. 2007; 29(1): 69-77. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v29i1.91>

Puker A, Correa CM, Korasaki V, Ferreira KR, Oliveira NG. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) attracted to dung of the largest herbivorous rodent on earth: a comparison with human feces. *Environmental entomology*. 2013; 42(6): 1218-25. <https://doi.org/10.1603/EN13100>

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing [internet]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2017. Available from: <https://www.R-project.org/>.

Rêgo ACL, Prado IG, Silva TT, Loures RC, Silva RJ, Monteiro, Godinho AL. Fish affected by operational procedures of hydropower plants in southeastern Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 71-96 (Série Peixe Vivo, 6). 2017

Reis RE, Kullander SO, Ferraris CJ, Jr., organizers. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: Edipucrs; 2003.

Rolla APPR, Esteves KE, Silva AOA. Feeding ecology of a stream fish assemblage in an Atlantic Forest remnant (Serra do Japi, SP, Brazil). *Neotropical Ichthyology*. 2009; 7(1): 65-76. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252009000100009>

Rosa RR, Caetano DLF, Bellay S, Moraes VR, Vieira FEG. Diversidade de peixes de tributários do reservatório de Chavantes, PR, bacia do alto rio Paraná. *Biotemas*. 2016; 29(2): 33-43. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2016v29n2p33>

Roxo FF, Silva GSC, Waltz BT, Melo JEG. A new species of *Hisonotus* (Siluriformes: Otothyrinae) from the upper rio Paraná and rio São Francisco basins, Brazil. *Zootaxa*. 2016; 4109(2): 227-238. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4109.2.7>

Santos GB, Maia-Barbosa PM, Vieira F, López CD. Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish. *Ecology and Human Impacts on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais with Special Reference to Future Development and Management Strategies*. Belo Horizonte: Segrac; 1994. p. 115-132.

Santos NCL, Medeiros TN, Rocha AAF, Dias RM, Severi W. Uso de recursos alimentares por *Plagioscion squamosissimus*-piscívoro não-nativo no reservatório de Sobradinho-BA, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*. 2016; 40(3): 397-408.

Sazima I, Machado FA. Underwater observations of piranhas in western Brazil. *Environmental Biology of Fishes*. 1990; 28: 17-31. <https://doi.org/10.1007/BF00751026>

Schaefer, SA. Conflict and resolution: impact of new taxa on phylogenetic studies of the neotropical cascudinhos. p. 375-400. In: Malabarba, LR., Reis, RE., Vari RP., Lucena ZMS., Lucena CAS, editors. *Phylogeny and classification of neotropical fishes*. Porto Alegre: Edipucrs; 1998. p 375-400.

Serra JP, Langeani FA. A new *Hasemanianella ellis* from the upper rio Paraná basin, with the redescription of *Hasemanianella crenuchoides* Zarske & Géry (Characiformes: Characidae). *Neotropical Ichthyology*. 2015; 13(3): 479-486. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20140107>

Shibatta OA, Dias JHP. *Peixes do Brasil: CESP 40 anos*. Rio de Janeiro: Doiis. 2006.

Souza RCR, Rodrigues RR, Rêgo ACL, Araújo AR, Prado IG, Carvalho M.M. *et al.* Fish diversity downstream of hydropower plants of the upper Paraná river basin, Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. *Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 97-128 (Série Peixe Vivo, 6).

Sturrock K, Rocha J. A multidimensional scaling stress evaluation table. *Field methods*. 2000; 12(1): 49-60. <https://doi.org/10.1177/1525822X0001200104>

Stevaux JC, Souza-Filho EE, Jabur IC. A história quaternária do rio Paraná em seu alto curso. In: Vazzoler AEAM, Agostinho AA, Hanh NS, Editors. *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá: EDUEM; 1997. p. 47-52.

Suzuki HI, Agostinho AA, Bailly D, Gimenes MF, Júlio-Junior HF, Gomes LC. Inter-annual variations in the abundance of young-of-the-year of migratory fishes in the Upper Paraná River floodplain: relations with hydrographic attributes. *Brazilian Journal of Biology*. 2009; 69(2): 649-660. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000300019>

Suzuki HI, Vazzoler AEAM, Marques EE, Lizama MAP, Inada P. Reproductive ecology of the fish assemblages. In: Thomaz SM, Agostinho AA, Hahn NS, Editors. The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Backhuys Publishers; 2004. p. 271-291.

Taylor CM, Warren ML. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. Ecology. 2001; 82(8): 2320-30. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[2320:DISCOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[2320:DISCOS]2.0.CO;2)

Tencatt LFC, Britto MR, Pavanelli CS. A new species of *Corydoras* Lacépède, 1803 (Siluriformes: Callichthyidae) from the upper rio Paraná basin, Brazil. Neotropical Ichthyology. 2014; 12(1): 89-96. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252014000100009>

Van Looy K, Tormos T, Souchon Y. Desentangling dam impacts in river networks. Ecological Indicators. 2014; 37: 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.006>

Walther BA, Martin JL. Species richness estimation of bird communities: how to control for sampling effort? Ibis. 2001; 143(4): 413-19. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2001.tb04942.x>

Winemiller KO, Agostinho AA, Caramaschi EP. Fish ecology in tropical streams. In: Dudgeon D, editor. Tropical stream ecology. New York: Elsevier; 2008. p. 107-146. <https://doi.org/10.1016/B978-012088449-0.50007-8>

Winemiller KO, Rose KA. Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 1992; 49(10): 2196-218. <https://doi.org/10.1139/f92-242>

Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. Methods in Ecology and Evolution. 2010; 1(1): 3-14. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>

Capítulo 2

AVALIAÇÃO DAS ESTRATÉGIAS DE MONITORAMENTO PARA PROTEÇÃO DA ICTIOFAUNA EM USINAS HIDRELÉTRICAS E PROPOSIÇÃO DE MODELO DE PREDIÇÃO PARA APRISIONAMENTO DE PEIXES EM MANOBRA DE DRENAGEM DE UNIDADES GERADORAS.

1 Resumo

Densidade de peixes no canal de fuga das usinas pode indicar risco de morte destes durante execução de drenagens de unidades geradoras (UG). Foram utilizados dados de abundância da ictiofauna e biomassa resgatada durante drenagens de UG das usinas de Emborcação e São Simão, no rio Paranaíba, entre MG e GO, para avaliar a viabilidade da redução de esforço amostral dos monitoramentos, criar modelo de predição para biomassa resgatada e definição de limites da CPUE para inferir risco de morte de peixes em drenagens. Foram testadas diferenças dos índices ecológicos entre subamostras do esforço total com o todo, usando o teste *t* pareado. Para o modelo de predição foi utilizada regressão linear da CPUE com biomassa resgatada. Foi solucionado o modelo com $y = 200$ e 500 para definir faixas de risco. O esforço amostral pode ser diminuído, desde que objetivo dos monitoramentos seja amostrar apenas densidade de peixes a jusante das usinas. O modelo delineado para EM apresentou $R^2=0,89$, sendo capaz de prever biomassa resgatada em drenagem de UG. CPUEs limítrofes para inferir risco foram 36 e 40 peixes/100m². Para SS, não foi possível definir modelo e faixas de risco dada a falta de correlação entre as variáveis.

Palavras-chave: esforço amostral, faixas de risco, mandi, resgate de peixes

2 Abstract

Fish density in the tailrace of hydroelectric powerplants may indicate risk of death during the execution of generating units (UG) dewaterings. Data on the abundance of ichthyofauna and biomass recovered during UG dewatering of Emborcação (EM) and São Simão (SS) dams, in Paranaíba river, between MG and GO, were used to evaluate the feasibility of reducing the sampling effort applied during the monitoring, to create a prediction model for recovered biomass and definition of limits of CPUE to infer risk of fish death in dewaterings. Differences of ecological indices between subsamples and total effort were tested using the paired *t* test. For the prediction model, linear regression of the CPUE with rescued biomass was used. The model with $y=200$ and 500 was solved to define risk ranges. The sampling effort can be reduced, since the objective of the monitoring is to sample only fish density downstream of the plants. The model outlined for EM presented $R^2= 0.89$, being able to predict biomass rescued in UG dewaterings. CPUEs to infer risk were 36 and 40 fish /100 m². For SS, it was not possible to define model and risk ranges given the lack of correlation between the variables.

Keywords: fish recovery, mandi, risk range, sampling effort

3 Introdução

Nos últimos anos, a demanda por energia tem aumentado, fazendo-se necessária a construção de novos empreendimentos para atendê-la. No Brasil, cuja matriz energética é predominantemente hidrelétrica, tal demanda é atendida primordialmente pela construção de usinas hidrelétricas em seus rios. A construção de barragens e consequente formação de reservatórios afeta diretamente toda biota aquática devido à transformação de ambiente lótico em lântico e de alterações nas características da qualidade da água (Agostinho *et al.*, 2007).

Além das alterações ambientais provenientes da construção da usina, sua operação também impacta a ictiofauna, dada a diversidade de manobras com risco de afetar a mesma. Rêgo *et al.* (2017) listam oito manobras potencialmente nocivas: deplecionamento, drenagem, giro a vazio, vertimento, partida, reversão síncrono-gerador, teste de recomposição e variação de carga. Cada uma tem necessidades específicas para sua realização, como por exemplo, manutenção e/ou comissionamento de partes ou componentes da usina, regulação do sistema elétrico, testes de validação de segurança, entre outros. Tendo em vista que 98,3% da energia gerada circula pelo Sistema Interligado Nacional (SIN), o qual é gerenciado pelo Operador Nacional do Sistema (ONS) (ONS, 2018), as unidades geradoras (UG) podem ser paradas ou interligadas a qualquer momento, dependendo da demanda energética do país. Ocasionalmente, durante acionamento de UG, pode ocorrer morte de peixes por barotrauma e/ou choque mecânico nas pás ou outras partes móveis da turbina (Andrade *et al.*, 2012; Rêgo *et al.*, 2017). Quando paradas para algum tipo de manutenção, pode ser necessário drenar a água do interior da UG, e conseqüentemente, o resgate dos peixes lá aprisionados. Tais peixes aprisionados estão sob risco de morte, pois fatores como deplecionamento de oxigênio dissolvido na água, *stress* por confinamento e injúrias causadas por contato com outros peixes (Agostinho *et al.*, 2007), podem gerar ocorrência de morte das mais variadas magnitudes. Quanto mais peixes ficam aprisionados, maior é o risco de morte desses devido ao aumento do tempo e da complexidade do resgate (Godinho, Loures, 2017).

Visando mitigar impactos na ictiofauna, existem ações de manejo, como construção de mecanismos de transposição e estocagem, cujos resultados muitas vezes são questionáveis ou muito aquém de seus objetivos (Agostinho *et al.*, 2008). O direcionamento dos aglomerados de peixes nas áreas de influência da usina com

emprego de sistemas com luzes, cortinas de bolhas, ultrassom são relatados como medidas potencialmente eficazes (Schilt, 2007). Contudo, pelo menos na América do Sul, tais sistemas ainda não foram implementados de maneira definitiva.

A Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) não está livre de problemas relacionados à interação peixe-usina, pois possui a concessão de vários empreendimentos hidrelétricos de grande porte (mais de 30 MW de potência instalada ou com reservatórios com área superior a 3 km²) por todo o estado de Minas Gerais. Em 2007, após a ocorrência de morte de cerca de sete toneladas peixes na usina de Três Marias, no rio São Francisco, a Cemig envidou esforços na busca de soluções e melhores práticas para proteger os peixes durante operação e manutenção de suas usinas (Godinho, Loures, 2017). Ela criou o Programa Peixe Vivo, que faz a gestão de todos seus projetos de conservação de peixes. Dentre os diversos projetos, dois foram delineados especificamente para estudar a interação peixe-usina. São eles: “Avaliação de risco de morte de peixes em usinas hidrelétricas” (executado entre 2009 e 2013) e “Validação de protocolos de proteção à ictiofauna em usinas” (de 2013 a 2018).

Tais projetos tiveram como objetivos gerais identificar as manobras que ofereciam maiores riscos aos peixes, diminuir tal risco e garantir a segurança ambiental durante execução das mesmas. Para diminuição do risco durante a execução das manobras, houve empenho da equipe na investigação da drenagem de UG, manobra que até então era a principal causa de morte de peixes na Cemig. Foi elaborado procedimento de monitoramento da ictiofauna previamente à drenagem, a fim de prever a quantidade de peixes que poderia vir a ficar aprisionada na UG. A partir dessa previsão, toma-se a decisão de iniciar ou não a drenagem, levando em conta que uma previsão de grande quantidade de peixes pode gerar alto risco de morte dos mesmos (Loures *et al.*, 2017a). A abundância de mandis no canal de fuga pode prever, com certo grau de acerto, a quantidade de mandis aprisionada em UGs durante a drenagem nas usinas de Amador Aguiar II, rio Araguari e Três Marias, rio São Francisco (Godinho, Loures, 2017). Não obstante, a elaboração de modelos para outras usinas do grupo ainda se faz necessária.

As usinas hidrelétricas de Emborcação e São Simão, instaladas no rio Paranaíba em Minas Gerais, são objetos do presente estudo. Será avaliado se o esforço amostral empregado nos projetos pode ser reduzido de maneira a não prejudicar a amostragem de espécies, especificamente do mandi *Pimelodus maculatus* Lacepède, 1803. Também será proposto modelos de predição para biomassa resgatada de peixes aprisionados nas

UGs em eventuais drenagens, além da definição de faixas de risco para a ictiofauna relativas à drenagens nas UGs, a partir dos dados coletados previamente às manobras nessas usinas. Através dos resultados obtidos é esperada a proposição de alterações no esforço empregado nos monitoramentos, visando diminuir o impacto gerado pelo mesmo na ictiofauna, sem causar ônus para a qualidade da informação coletada. Já o modelo de predição e faixa de risco para ictiofauna poderão ser usados no gerenciamento do risco ao se programar drenagens, onde potencialmente pode ocorrer morte de peixes.

4 Material e Métodos

O rio Paranaíba nasce no estado de Minas Gerais, Brasil, e percorre 1008 km até juntar-se com o rio Grande, onde se forma o rio Paraná. Com área de drenagem de 222,711 km², sua sub-bacia ocupa 25,4 % da bacia do rio Paraná e 2,6% do território nacional (CBH Paranaíba, 2017). Atualmente há quatro usinas hidrelétricas no rio Paranaíba. Emborcação, mais a montante, fica entre os municípios de Araguari, MG e Catalão, GO. Em seguida estão as usinas de Itumbiara, Cachoeira Dourada e por último, São Simão, localizadas entre Santa Vitória, MG e São Simão, GO.

Os dois pontos amostrais do presente estudo estão situados no rio Paranaíba, imediatamente a jusante das usinas hidrelétricas de Emborcação (EM) (*lat* -18.4515579784; *long* -47.9871301044) e São Simão (SS) (*lat* -19.01911994986; *lon* -50.4993287460) (Fig. 1). EM, que iniciou sua operação comercial em 1984, é uma que usina com quatro unidades geradoras, cada qual com 298 MW de potência e engolimento de 239,5 m³/s. Já SS, com operação iniciada em 1978, possui seis unidades geradoras, cada uma com potência de 285 MW e engolimento de 425 m³/s (Loures, Godinho, 2017). Ambas usinas utilizam seus reservatórios em regime de acumulação (Cachapuz, 2006).

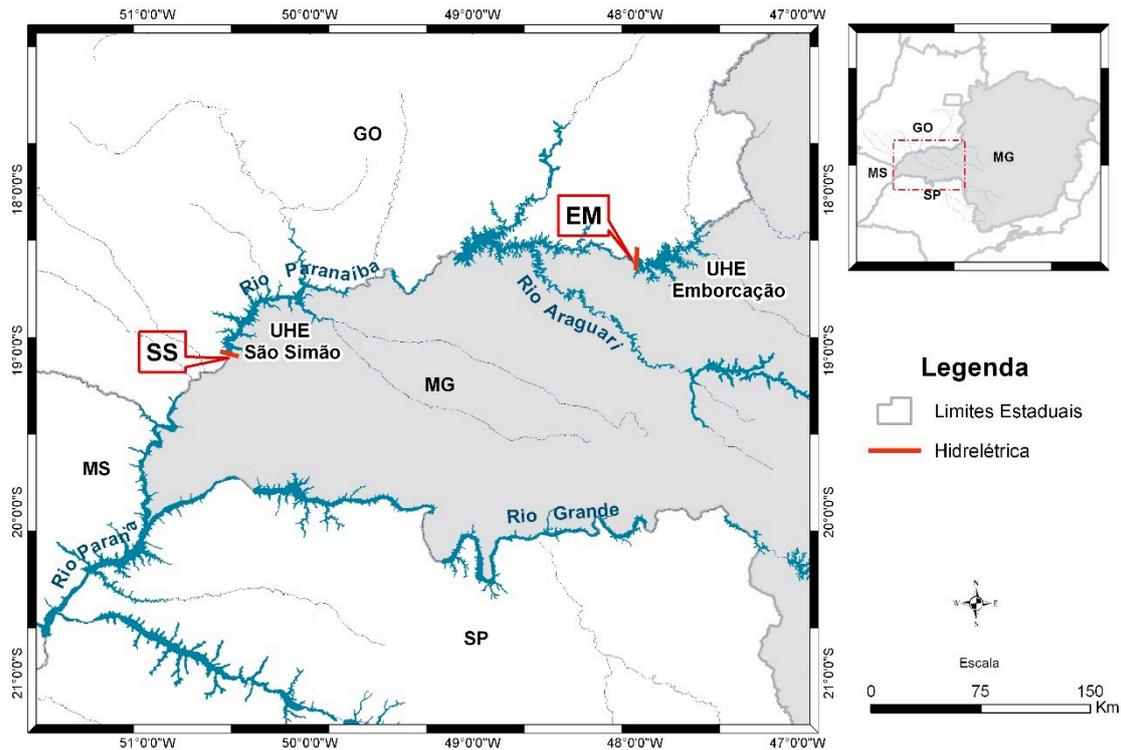


Fig. 1. Localização dos pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba, Minas Gerais.

Coleta de dados

Coletas foram realizadas o mais próximo possível do canal de fuga das usinas, onde o escoamento não interferisse no uso dos petrechos de coleta. Canal de fuga é a região onde a água é restituída à calha do rio após passar pelas turbinas. Os pontos não foram escolhidos aleatoriamente já que o objetivo foi o de amostrar os peixes que se encontravam em tais locais.

Para avaliação do esforço amostral, peixes foram coletados nos pontos amostrais entre abril/2016 e fev/2017 a cada dois meses, totalizando seis campanhas por ponto amostral. Durante cada campanha foi empregado esforço de pesca de 240 m lineares de rede, divididos em três conjuntos, cada qual contendo cinco redes, com tamanho de malha de 3, 4, 6, 7 e 8 cm entre nós opostos. O esforço amostral total foi de 403,5 m². Todas as redes foram marcadas em sua metade com fita em cor chamativa (amarela ou vermelha) na corda das boias e dos chumbos, para que fossem criados dois segmentos de rede (sA e sB), com área de 201,7 m² cada, a fim de possibilitar a distinção dos segmentos de rede em que cada peixe foi capturado. As redes foram instaladas no fim da tarde e retiradas na manhã do dia seguinte, ficando submersas por volta de 14 horas. Além de contabilizadas, as espécies coletadas foram identificadas conforme Graça, Pavanelli (2007) e Langeani, Rêgo (2014). Os cascudos do gênero *Hypostomus* foram

mantidos como uma unidade taxonômica devido à dificuldade de se identificar espécies nesse grupo.

Para construção de modelos preditivos e proposição de faixas de risco para a ictiofauna, foram utilizados dados de monitoramentos realizados entre 2009 e 2017, que seguiram a mesma metodologia descrita anteriormente, associados a dados de biomassa de peixes resgatada durante drenagens de Unidades Geradoras (UG) nas usinas de EM e SS. A drenagem consiste no isolamento do circuito hidráulico da UG com colocação de comportas e/ou painéis *stop log* a montante e a jusante para drenagem da água, para tornar acessível o interior da UG a fim de possibilitar manutenção da turbina e/ou outras estruturas (Rêgo *et al.*, 2017). Os peixes resgatados durante as drenagens são colocados, por lote, em recipientes, e pesados. Ao final do processo, o somatório do peso dos sucessivos recipientes resulta na biomassa total resgatada. Desta forma, o modelo preditivo considera que quantidade de peixes aprisionados no interior de uma UG (y , variável resposta) pode ser prevista em função da abundância de peixes coletados no canal de fuga (x , variável preditora).

Análise de dados

Para avaliação do esforço amostral dos monitoramentos, foram utilizadas as métricas: riqueza (S), diversidade de Shannon (H'), equitabilidade (J'), e dominância de Berger-Parker (d) por campanha, além da $CPUE$ total e da $CPUE$ relativa do mandi *Pimelodus maculatus* ($CPUE_m$), que é a espécie mais abundante a jusante de empreendimentos hidrelétricos (Santos *et al.*, 2013) em eventos de drenagem de UG nas usinas da Cemig. Foram calculadas as métricas tanto para o esforço total empregado, quanto para o esforço por segmento de rede (sA e sB) no programa PRIMER v6 (Clarke, Gorley, 2006), exceto para $CPUE$ e $CPUE_m$, que foram calculadas pela soma de peixes ou dos mandis capturados/esforço amostral*100, sendo a unidade dada em peixe/100 m² ou mandi/100 m². Diferenças entre médias das métricas dos conjuntos Total *versus* sA e Total *versus* sB foram testadas utilizando o teste t pareado no programa PAST (Hammer, 2001). Quando necessário, os dados foram transformados através de logaritmização na base 10 de $(k - x)$, onde k é o maior valor observado + 1, e x , o dado propriamente dito.

Para definir a melhor variável preditora a ser usada no modelo, foi verificada a correlação entre $CPUE$, $CPUE_m$ e suas derivações obtidas por transformação logarítmica, com a variável resposta, que é biomassa resgatada e seu logaritmo na base

10. Correlação de Spearman foi usada quando pelo menos uma das variáveis não apresentou distribuição normal, e Pearson, quando ambas apresentaram normalidade. Aquela que apresentou maior coeficiente de correlação estatisticamente significativa foi então usada no modelo de predição. Foi considerado nível de significância de 0,05 para todos os testes.

Regressão linear simples foi utilizada para construção de modelos preditivos, com a *CPUE* como variável preditora (x), e biomassa resgatada como variável resposta (y). Os dados foram transformados com logaritmo na base 10 para atender à premissa de distribuição normal (Zar, 1999), que foi verificada no PAST pelo teste Shapiro-Wilk. O N amostral para definição dos modelos foi de oito drenagens para EM e 12 para SS.

Para avaliação de risco para ictiofauna, a equação fornecida pela regressão linear de predição foi resolvida, calculando x quando $y = 200$ e $y = 500$. Esses valores foram escolhidos por serem considerados, no cotidiano das usinas abordadas neste estudo, como referência para o risco de morte de peixes durante drenagem de UG. Quando a biomassa resgatada é inferior à 200 kg, há menor chance de ocorrência de morte destes peixes durante manejo nos procedimentos de resgate. À medida que a biomassa resgatada aumenta, o mesmo pode-se inferir ao risco de que mais peixes venham a morrer durante o resgate (Rêgo *et al.*, 2017). Dessa forma, os riscos para a ictiofauna são definidos como: baixo, para biomassa resgatada < 200 kg, risco médio entre 200 e 500 kg, e risco alto para biomassa resgatada > 500 kg.

5 Resultados

Para o ponto amostral EM, foram encontradas diferenças nas amostras segmentadas comparadas ao todo para as métricas S , H' e J' . Tanto s_A quanto s_B foram diferentes em relação ao esforço total. Apenas s_A apresentou diferença de H' , enquanto que s_B apresentou diferença de J' . Não houve diferenças entre d , $CPUE$ e $CPUE_m$. Já em SS, ambos os segmentos apresentaram diferenças para S e apenas s_A para J' . Para as demais, não houve diferenças (Tab. 1).

Tab. 1. Estatística t das comparações entre métricas calculadas para o esforço total, aplicado durante os monitoramentos, e segmentos de 50% do esforço (sA e sB) nos pontos amostrais EM e SS, rio Paranaíba, MG. Resultados significativos ($P < 0.05$) em negrito. S = riqueza; H' = índice de Shannon; J' = Equitabilidade; d = dominância de Berger-Parker, $CPUE$ = Captura por Unidade de Esforço e $CPUE_m$ = Captura por Unidade de esforço para mandi (*Pimelodus maculatus*). *Dados transformados ($\log_{10} k-x$) para obter normalidade.

Métrica	EM		SS	
	sA	sB	sA	sB
S	-5,175	-3,492	-3,529	-8,000
H'	-15,521*	-1,521	-1,307	-2,399
J'	0,309	5,035	4,609	1,548
d	1,646	-0,381	0,411	1,617
$CPUE$	-1,572	1,572	-1,990	1,961
$CPUE_m$	-1,569	1,563	-1,990	1,961

Das correlações testadas para seleção da variável preditora em EM, a da $CPUE$ Total com logaritmo base 10 da biomassa resgatada foi a que obteve o melhor coeficiente de correlação de Pearson ($r = 0,925$; $p < 0,001$). A $CPUE_m$ não foi significativamente correlacionada com as demais. Já para SS, nenhuma das variáveis preditoras apresentou correlação significativa com as variáveis resposta, impossibilitando a construção da regressão linear simples (Tab. 2). A equação do modelo linear de EM foi: $\log y = 0.1089x - 1.6098$, com $R^2 = 0.89$ (Fig. 2).

A resolução da equação do modelo de EM com valores os pré definidos para y , (200 e 500 kg de biomassa resgatada) foram $x = 36$ e $x = 40$, respectivamente. Dessa forma, foi definido como “*Baixo risco*” para ictiofauna quando a $CPUE$ Total do monitoramento prévio à drenagem de UG for menor que 36 peixes/100 m², “*Médio risco*” quando $CPUE$ Total entre 36 e 40 peixes/m², e “*Alto risco*” quando $CPUE$ Total > 40 peixes/m².

Tab. 2. Coeficientes de correlação das variáveis predictoras *CPUE_m*, *CPUE_T* e seus logaritmos na base 10 com a variável resposta biomassa resgatada (Bio resg.) e seu logaritmo na base 10 para os pontos amostrais EM e SS no rio Paranaíba. Em negrito os coeficientes que foram significativos ($p < 0,05$) e sublinhados os coeficientes de correlação de Pearson.

Variáveis	EM		SS	
	Bio resg.	Log10 Bio resg.	Bio resg.	Log10 Bio resg.
<i>CPUE_m</i>	-0,29	-0,21	-0,15	-0,14
<i>CPUE_T</i>	0,85	<u>0,95</u>	0,08	<u>0,00</u>
Log 10 <i>CPUE_m</i>	-0,29	<u>-0,23</u>	-0,15	<u>-0,26</u>
Log 10 <i>CPUE_T</i>	0,86	<u>0,93</u>	0,03	<u>0,00</u>

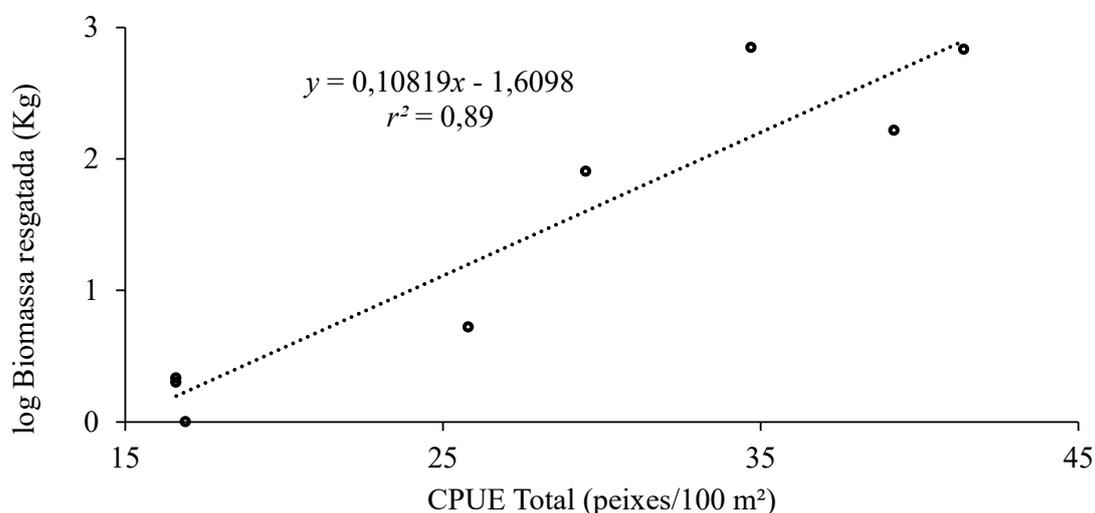


Fig. 2. Regressão linear entre CPUE total dos monitoramentos e o logaritmo da biomassa resgatada nas unidades geradoras da usina hidrelétrica de Emborcação, no rio Paranaíba, MG.

6 Discussão

Na literatura há diversos estudos comparando diferentes métodos de amostragem de peixes (*e.g.* Jackson, Harvey, 1997; Willis *et al.*, 2000; Ribeiro, Zuanon, 2006), entretanto, avaliação de redução do esforço amostral são raros ou inexistentes, com algumas exceções para a flora, como o estudo de Zuquim *et al.* (2007). Os autores observaram que, reduzindo a largura das parcelas para amostragem de pteridófitas na Amazônia em 60%, houve também redução de 15% da riqueza amostrada. Porém,

mesmo diante de tal resultado, concluíram que a informação coletada com esforço reduzido ainda atende aos seus propósitos.

Por meio da comparação entre subamostras do esforço total aplicado no presente estudo, foi verificado que a redução do esforço em 50 % pode ou não ser aplicada, dependendo do objetivo almejado pelo monitoramento. Se a atividade de monitoramento tiver como objetivo o acompanhamento sistemático da comunidade de peixes em geral, a redução do esforço terá como consequência a perda da qualidade da informação, como riqueza e diversidade, as quais apresentaram diferenças significativas nos testes realizados. Já para um objetivo mais restrito, como acompanhar ao longo do tempo a densidade de peixes em geral ou especificamente de mandis, o esforço poderia ser reduzido, tendo em vista que não houve diferença na $CPUE$ Total e $CPUE_m$ entre as amostras. Há de ressaltar, contudo, que foram utilizadas poucas réplicas (6 amostras para cada ponto amostral) para testar a hipótese de redução do esforço. Consequentemente, os resultados obtidos indicam uma tendência, sendo que seriam necessárias mais réplicas para uma melhor avaliação da viabilidade da redução do esforço.

Modelos preditivos tem sido usados em estudos para abordar invasão de espécies (Byers et al, 2002), como o mexilhão do gênero *Dreissena* (Ricciard, 2003), ou para diagnosticar o status de conservação da biodiversidade, sendo recomendado o uso de variáveis como tamanho médio, riqueza, tipo de espécie (migradora, introduzida, etc), tempo de resposta, relação predador-presa, para indicar stress no ambiente (Welcomme, 1999). A ideia inicial para construção do modelo dentro do escopo do projeto “Avaliação de risco de morte de peixes em usinas da Cemig”, era que as variáveis preditora e resposta seriam, respectivamente, $CPUE_m$ e biomassa resgatada (Loures *et al.*, 2017a). Nas análises, contudo, modelos construídos com $CPUE_m$ não obtiveram coeficientes de determinação (R^2) tão elevados quanto ao modelo que foi proposto com $CPUE$ Total. Apesar da abundância de mandis corresponder a mais de 90% de todos os peixes resgatados (variável resposta) durante drenagem em UG’s, utilizar como variável preditora a $CPUE$ Total foi a melhor escolha para a modelagem. Um bom motivo para tal é que os mandis foram mais abundantes nas amostras dos monitoramentos até 2014, sendo esta suplantada nos anos seguintes pela da piranha *Serrasalmus marginatus* em EM, conforme resultados apresentados no Capítulo 1. Mas mesmo com essa substituição ocorrendo na comunidade de peixes, os mandis continuaram sendo mais

frequentes em drenagens. Assim, usar a *CPUE* Total em detrimento da *CPUE_m* foi a forma encontrada para proporcionar maior robustez ao modelo.

Em SS, não foi possível criar um modelo de predição, já que os dados coletados não apresentaram sequer correlação. Pode ser que a criação do modelo só seja possível caso a espécie alvo esteja entre as mais abundantes tanto nas coletas quanto nos resgates de peixes em drenagens, o que não ocorreu em SS. Neste ponto amostral, a dominância preponderante se deu pela corvina *Plagioscion squamosissimus* e cascudos *Hypostomus* spp. nos monitoramentos, com abundâncias relativas de 19 e 16 %, respectivamente, enquanto o mandi apresentou abundância de 13% (Capítulo 1). Já nos resgates durante drenagem de UG, o mandi foi o peixe de maior abundância relativa, com 90%.

O modelo feito para EM pode ser utilizado como ferramenta para prever a quantidade de peixes aprisionados quando da parada de máquinas na usina de Emborcação, pois apresentou ajuste e coeficiente razoáveis. Vale ressaltar que à medida que mais monitoramentos prévios e drenagens forem executadas, mais pontos podem ser incluídos no modelo. Por isso, é importante ter em mente que o modelo não é imutável, assim como seu poder de explicação. É esperado, que caso a linearidade seja mantida após a inserção de mais pontos, o modelo venha a ganhar robustez. Em contrapartida, como vários fatores atuam na estruturação da comunidade de peixes, modelos multivariados ou com abordagens não lineares podem vir a ser mais adequados. De qualquer forma, apesar de sua simplicidade, o modelo linear atende ao objetivo pelo qual ele foi proposto em EM.

A redução do esforço amostral pode ser empregada caso o monitoramento da ictiofauna tenha por objetivo medir abundâncias, mas há de se ter cautela se os objetivos forem mais abrangentes, como acompanhamento temporal da estrutura da comunidade de peixes. O modelo de predição para EM apresentou robustez satisfatória para ser usado como ferramenta de avaliação de risco para a ictiofauna previamente a drenagens. Conseqüentemente, as faixas de risco estabelecidas pelo modelo podem ser usadas para balizar decisões acerca da realização de drenagens nas UGs dessa usina. Para SS, a abordagem linear não foi satisfatória, sendo necessário buscar outras abordagens para usar dados de monitoramentos prévios como predição para risco à ictiofauna nessa usina.

Agradecimentos

À Cemig, Programa Peixe Vivo e ao Centro de Transposição de Peixes (CTPeixes), UFMG, pelo financiamento e viabilização do projeto. Aos biólogos que fizeram parte do projeto e auxiliaram na coleta de dados, em especial: Átila Rodrigues de Araújo, Ana Carolina Lacerda Rêgo e Thiago Teixeira Silva. Aos geógrafos Fernando Braconaro e Guilherme Coelho Melazzo pela confecção do mapa.

7 Referências Bibliográficas

Agostinho AA, Gomes LC, Pelicice FM. Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem; 2007.

Agostinho AA, Pelicice FM, Gomes LC. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*. 2008; 68(4), 1119-32. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842008000500019>

Andrade F, Prado IG, Loures RC, Godinho AL. Evaluation of techniques used to protect tailrace fishes during turbine maneuvers at Três Marias Dam, Brazil. *Neotropical Ichthyology*. 2012; 10: 723-30. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252012000400005>

Byers JE, Reichard S, Randall JM, Parker IM, Smith, CS, Lonsdale WM et al. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conservation Biology*. 2002; 16(3): 630-40. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01057.x>

Cachapuz, PBB. Usinas da Cemig: a história da eletricidade em Minas e no Brasil 1952-2005. Rio de Janeiro: Centro da Memória da Eletricidade no Brasil; 2006.

Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba (CBH Paranaíba). A bacia e suas principais características. 2017. Available from: <http://www.cbhparanaiba.org.br/bacia/principais-caracteristicas>.

Clarke KR, Gorley RN. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. Plymouth: PRIMER-E; 2006.

Godinho AL, Loures RC. Risk of fish death at Brazilian hydropower plants. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 19-36 (Série Peixe Vivo; 6).

Graça WJ, Pavanelli CS. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e suas áreas adjacentes. Maringá: EDUEM; 2007.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD, editors. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis [internet]. Available from: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Jackson DA, Harvey HH. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1997; 54(12): 2807-13. <https://doi.org/10.1139/f97-182>

Langeani F, Rêgo ACL. Guia ilustrado dos peixes da bacia do rio Araguaari. Uberlândia: Grupo de Mídia Brasil Central; 2014.

Loures RC, Godinho AL, Silva RJ, Andrade FR, Rêgo ACL, Carvalho MM *et al*. Methodology for risk assessment of fish death at hydropower plants. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 37 – 70 (Série Peixe Vivo: 6).

Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais (Série Peixe Vivo 6); 2017. Appendix. p. 307-327.

Operador Nacional do Sistema (ONS). O que é o SIN - Sistema Interligado Nacional. 2018. Available from: http://www.ons.org.br/conheca_sistema/o_que_e_sin.aspx.

Rêgo ACL, Prado IG, Silva TT, Loures RC, Silva RJ, Monteiro, Godinho AL. Fish affected by operational procedures of hydropower plants in southeastern Brazil. In: Loures RC, Godinho AL, editors. Risk assessment of fish death at hydropower plants in southeastern Brazil. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais; 2017. p. 71-96 (Série Peixe Vivo, 6). 2017

Ribeiro OM, Zuanon J. Comparação da eficiência de dois métodos de coleta de peixes em igarapés de terra firme da Amazônia Central. *Acta Amazonica*. 2006; 36(3): 389-94. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300017>

Ricciardi A. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshwater biology*. 2003; 48(6): 972-81. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01071.x>

Santos ABI, Albieri RJ, Araújo FG. Influences of dams with diferente levels of river connectivity on the fish community structure along a tropical river in Southeastern Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*. 2013; 29(1): 163-71. <https://doi.org/10.1111/jai.12027>

Schilt CR. Developing fish passage and protection at hydropower dams. *Applied Animal Behaviour Science*. 2007; 104(3): 295-325. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2006.09.004>

Welcomme RL. A review of a model for qualitative evaluation of exploitation levels in multi-species fisheries. *Fisheries Management and Ecology*. 1999; 6(1): 1-19. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1999.00137.x>

Willis TJ, Millar RB, Babcock RC. Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progress Series*; 2000: 249-260. <https://doi.org/10.3354/meps198249>

Zar JH. *Biostatistical analysis*. 4th ed. New Jersey: Prentice Hall; 1999.

Zuquim G, Costa, FRC, Prado J. Redução de esforço amostral vs. retenção de informação em inventários de pteridófitas na Amazônia Central. *Biota Neotropica*. 2007; 7(3): 217-23. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000300023>