

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
CAMPUS UFRJ-MACAÉ PROFESSOR ALOÍSIO TEIXEIRA
INSTITUTO DE BIODIVERSIDADE E SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
CONSERVAÇÃO

**Efeito das alterações hidrológicas na composição de espécies e na
estratégia reprodutiva de peixes em um rio costeiro do sudeste do
Brasil**

Vagner Leonardo Macedo dos Santos

Macaé

Junho de 2019



**EFEITO DAS ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS NA COMPOSIÇÃO
DE ESPÉCIES E NA ESTRATÉGIA REPRODUTIVA DE PEIXES
EM UM RIO COSTEIRO DO SUDESTE DO BRASIL**

Vagner Leonardo Macedo dos Santos

Tesesubmetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

Orientadora: Dra. Érica Pellegrini Caramaschi

Macaé

Junho de 2019

EFEITO DAS ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS NA COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES E NA ESTRATÉGIA REPRODUTIVA DE PEIXES EM UM RIO COSTEIRO DO SUDESTE DO BRASIL

Vagner Leonardo Macedo dos Santos

Orientadora: Dra. Érica Pellegrini Caramaschi

Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovada por:

Presidente, Dra. Érica Pellegrini Caramaschi
(Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ)

Dra. Ana Cristina Petry
(Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ)

Dr. Luciano Gomes Fischer
(Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ)

Dr. Hélder M. V. Espírito-Santo
(Universidade Federal do Pará- UFPA)

Dra. Rosana Mazzoni
(Universidade do Estado do Rio de Janeiro)

Dr. Michael Maia Mincarone
(Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ)

Dra. MiriamPilz Albrecht
(Universidade Federal do Rio de Janeiro-UFRJ)

Macaé

Junho de 2019

FICHA CATALOGRÁFICA

Santos, Vagner Leonardo Macedo dos

Efeito das alterações hidrológicas na composição de espécies e na estratégia reprodutiva de peixes em um rio costeiro do sudeste do Brasil. Vagner Leonardo Macedo dos Santos. Macaé: UFRJ, 2019.

XIX, 165f.; il.

Orientador: Dra. Érica Pellegrini Caramaschi

Tese (Doutorado) – UFRJ/ Macaé/ Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, 2018

Referências Bibliográficas: f. 5-8; 32-38; 62-69; 93-97; 123-128.

22 figuras, 8 tabelas.

Fragmentação ambiental, História de vida, Homogeneização biótica, Ictiofauna, Invasões biológicas, Táticas reprodutivas.

1. Fragmentação ambiental; 2. História de vida; 3. Homogeneização biótica; 4. Ictiofauna; 5. Invasões biológicas; 6. Táticas reprodutivas. I. Érica Pellegrini Caramaschi. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Campus – Macaé Prof. Aloísio Teixeira, Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação. III. Efeito das alterações hidrológicas na composição de espécies e na estratégia reprodutiva de peixes em um rio costeiro do sudeste do Brasil.

Ao meu pai (*in memoriam*)

Lindomar Rozendo Moreira dos Santos

AGRADECIMENTOS

Sou grato:

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação da UFRJ – Campus Macaé Professor Aloísio Teixeira, por seus professores, alunos e funcionários.

À CAPES pela bolsa de doutorado concedida.

Ao Proap Faperj pelo financiamento de algumas campanhas de campo.

Ao Nupem-UFRJ e ao Laboratório de Ecologia de Peixes/IB/UFRJ, pela estrutura disponibilizada para a realização deste trabalho.

À minha orientadora Érica Caramaschi, fico muito feliz por ter aceitado me orientar e por toda confiança na realização do projeto. A senhora é uma pessoa pela qual possuo grande admiração por sua integridade e brilhante carreira. Muito obrigado por todos os ensinamentos e oportunidades concedidas, as quais certamente contribuíram para o meu crescimento pessoal e científico.

À professora Ana Petry por sempre estar disposta a ajudar e pelos bons momentos que tivemos no trabalho de campo. Muito obrigado pela amizade e pelo auxílio nas dúvidas sobre as análises estatísticas.

À minha querida amiga Paula Catelani, obrigado pela grande parceria em realizarmos um trabalho em conjunto. Sua experiência adquirida no mestrado foi essencial para viabilizar a logística da equipe em terra no trabalho de campo e, em laboratório, na identificação de espécies. Muito obrigado por ter aguentado meus momentos de rabujice e pela ótima amizade que temos.

A todos que ajudaram na realização das coletas de campo: Paula Catelani, Arthur Bauer, Bruno Cortat, Allan Pozzobon, Mônica Pacheco, Ana Clara Franco, Mateus de Paula, Gabriel Ennes, Fernanda Estrella, Natália Resende, Lorena Agostinho, Gabriella Franco (Gabi), Fábio Ribeiro (Boy magia), Evódio Peçanha, Rafael Marques (Chuva), Fabio Fabiano, Thiago Barros, Carlos Eduardo Valério (Cadu), Alexandre, João Marcelo, Washington (que foi essencial em Juturnaiba), Sr. Noé (por ter deixado usar seu terreno para deixar o barco); e às professoras Érica Caramaschi e Ana Petry. Obrigado a todos por toda a ajuda nessa etapa do trabalho.

Aos grandes companheiros que fiz no NUPEM que serão eternos amigos, em especial José Nepomuceno, Lupis Ribeiro, Arthur Bauer, Bruna Pagliani, Maria Silvina (Hermana), Paula Catelani, Hudson Lemos, Carina Azevedo, Helena de Souza e Andressa Mello. Obrigado pela amizade, motivação, e pelos ótimos momentos que compartilhamos nesta jornada.

A todos do Laboratório de Ecologia de Peixes/IB/UFRJ que me ajudaram: Victor Lopes, Victor Alves, Suzane Barboza, Thiago Barros, Karina Ferreira, Rafael Marques, Gabriel Ennes, Bruno Eleres, Claudio Albino, Manuela Gouveia, Natália Resende e, em especial, o técnico Sergio Teixeira e nossa “gerente” Soninha Pereira. Obrigado a todos por toda ajuda e amizade, sem vocês não seria possível realizar essa empreitada.

Ao Rafael Marques por sempre estar disposto a me ajudar nas empreitadas de coleta (apesar de ser Panema!) e me recomendar para a equipe de Carajás. Muito obrigado pela ajuda e pelas brincadeiras.

Aos amigos que fiz em Barra de São João, em especial para Regina Costa, Luis Felipe e Aline Cascabulho. Muito obrigado por sempre estarem dispostos a me ajudar.

Ao meu amigo Francisco Eliezer (Gordinho), muito obrigado pela amizade e grande ajuda prestada durante o doutorado e pelo gelo cedido durante as coletas.

Ao grande amigo Shaft, por toda ajuda que me deu durante estes anos e por ter emprestado seu barco e motor para as coletas realizadas a jusante da represa. Muito obrigado, meu amigo!!!

À Associação Livre dos Maricultores de Barra de São João (ALA), principalmente ao Luíz e Sival, obrigado pela grande parceria que criamos nestes anos.

Ao analista ambiental Fabio Fabiano da APA Rio São João/Mico-leão-dourado, que sempre se empenhou em ajudar no projeto.

Ao professor Luciano Fischer, por ter acompanhado o projeto nas avaliações anuais, com valiosas sugestões e críticas aos relatórios. Muito obrigado, também, por ter me dado, através do projeto Talude, a oportunidade de embarcar. Foi uma experiência única na minha vida.

Ao PAN do Paraíba do Sul (ICMBio), pela oportunidade de participar da equipe de coleta de matrizes de piabanha (*Brycon insignis*) e pelas amizades que formei nessas campanhas, em especial Sandoval (Sandô), Guilherme Souza, Marcelinho, Gaspar (Gordo), Noel, Danilo Canepele e Vicente.

Ao técnico Fernando Pinto e ao professor João Torres, do laboratório de Radioisótopos do Instituto de Biofísica, por terem me ajudado nas análises e interpretação de dados de metais no sedimento do Rio São João.

Ao professor Jean Vitule da Universidade Federal do Paraná, pelos valiosos ensinamentos sobre Bioinvasão.

Aos professores Luciano Fischer, Ana Petry, Rosana Mazzoni, Hélder Espírito-Santo, Michael Mincarone, Miriam Albrecht por gentilmente terem aceito participar de minha banca de doutorado.

Agradeço ao meu pai Lindomar Rozendo e minha mãe Valni Macedo, pelo grande incentivo, por todo amor, carinho e zelo incondicional que sempre demonstraram por mim. Muito obrigado por me darem todo o suporte e por tudo que fizeram para que eu pudesse continuar buscando meus objetivos. Devo tudo a vocês! Apesar do meu velhinho ter me deixado durante o doutorado, sei que onde estiver, estará sempre torcendo por mim! Sem nenhuma dúvida foi o principal responsável por esta importante conquista na minha vida.

Aos meus irmãos Marco Valério e André Vinícius, muito obrigado pelo carinho e por sempre incentivarem o irmão caçula.

À minha esposa Rebeca Simas, por todo amor, carinho, cumplicidade, incentivo e compreensão nos momentos difíceis, quando não podia lhe dar a devida atenção. Obrigado, meu amor! Com você ao meu lado, tudo se tornou mais fácil!

Agradeço também a nova família linda que ganhei, minha sogrinha Vera Simas e cunhadas Raquel e Mel Simas, além de minha pequena e querida sobrinha Sophia. Muito obrigado pela ajuda e pelo carinho com que me acolheram.

Ao Rio São João, um paraíso no meio do caos do petróleo, um local que me proporcionou maravilhosos momentos pela sua beleza cênica e pelas ótimas coletas e pescarias.

A todos, que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão de mais esta etapa de minha vida.

Muito obrigado

Efeito das alterações hidrológicas na composição de espécies e na estratégia reprodutiva de peixes em um rio costeiro do sudeste do Brasil

Vagner Leonardo Macedo dos Santos
Orientador(a): Dra. Erica Pellegrini Caramaschi

Resumo da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

O processo de fragmentação e homogeneização de habitat ameaça a integridade dos ecossistemas em escala global. No ambiente fluvial, sua ocorrência está em franca expansão devido ao aumento da demanda de abastecimento hídrico, agricultura, geração de energia e transporte, que requerem o represamento para a formação de reservatórios artificiais, canais de drenagem e retificações. No sudeste do Brasil, a bacia do Rio São João constitui um exemplo emblemático de um sistema que passou por profundas alterações hidrológicas entre as décadas de 1950 e 1980. As alterações realizadas no trecho baixo desse rio provocaram fragmentação do contínuo fluvial, perda de mata ciliar e desaparecimento de áreas de inundação e lagoas marginais. Diversos estudos associam o declínio na riqueza de espécies, no recrutamento e nas densidades populacionais da ictiofauna local a alterações líticas dessa natureza, mas pouco se sabe sobre a magnitude dessas alterações na ictiofauna de ambientes tropicais costeiros. Para responder como as alterações hidrológicas no baixo curso do Rio São João afetaram a ictiofauna, este estudo teve os seguintes objetivos: (i) avaliar a atual composição e a estrutura das assembleias de peixes entre biótopos; (ii) avaliar as mudanças espaciais na composição e estrutura das assembleias de peixes de água doce em função das alterações hidrológicas; (iii) avaliar a composição de estratégias reprodutivas em função da fragmentação e homogeneização dos habitats, e (iv) comparar a plasticidade fenotípica nas táticas reprodutivas de três espécies dominantes no ambiente lítico e represado. Para isso, foram realizadas amostragens padronizadas bimestralmente, entre janeiro de 2016 e outubro de 2017, em 12 pontos distribuídos em quatro áreas a jusante da represa de Juturnaíba, três pontos no reservatório e três no rio, a montante da represa. Foi capturado um total de 7.796 indivíduos de peixes teleósteos pertencentes a 102 espécies, 51 marinhas/estuarinas e 51 de água doce, distribuídos em 49 famílias e 19 ordens. Foi verificada uma mudança de composição da assembleia atual em relação à passada pela perda generalizada de espécies nativas e introdução de espécies não-nativas. As áreas que sofreram alteração hidrológica foram aquelas que apresentaram menores valores na diversidade beta, o que sugere homogeneização biótica em função do efeito aditivo da perda de espécies e da introdução de espécies não-nativas, além de mudanças na abundância relativa e na biomassa das espécies. Quanto às estratégias reprodutivas, os resultados demonstraram que espécies com estratégias sazonais e oportunistas estão mais associadas à área mais conservada corroborando o pressuposto de que a ocorrência de áreas alagáveis e de mata ciliar é fundamental no ciclo de vida dessas espécies. Já as espécies com estratégias intermediárias e de equilíbrio foram as mais abundantes nas áreas alteradas. Pela maior eficiência representada por atributos intermediários ou desova parcelada e cuidado parental, essas espécies maximizam diferentes formas de alocação de energia, o que lhes garante sucesso reprodutivo em áreas alteradas. Este estudo revela que a conservação de áreas com características “prístinas” é estratégica para manutenção da integridade da ictiofauna nativa de água doce da bacia do Rio São João e fornece elementos para melhor compreensão do papel das estratégias reprodutivas nas respostas populacionais das

espécies a condições ambientais alteradas. O estudo da plasticidade nas táticas reprodutivas revelou que as espécies dominantes *Astyanax* gr. *bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* responderam de maneira semelhante às variações ambientais impostas no ambiente lótico e represado. A fecundidade foi menor e o período reprodutivo mais prolongado na represa, enquanto no ambiente lótico a fecundidade foi maior e o período reprodutivo foi curto, marcado pela sazonalidade local. Os resultados encontrados indicam que estas espécies maximizam energia para garantirem um período ótimo de reprodução, de acordo com as características de cada ambiente, e esta plasticidade fenotípica garantiu o êxito na colonização e dominância em ambos os ambientes. Espera-se que os resultados obtidos no Rio São João sirvam de modelo aos numerosos rios que drenam para o Atlântico e que estão sujeitos à retração por demandas de água ou a alterações hidrológicas de natureza semelhante.

Palavras-chave: fragmentação ambiental, história de vida, homogeneização biótica, ictiofauna, invasões biológicas, táticas reprodutivas.

Effect of hydrological changes on species composition and reproductive strategy of fish in coastal river in southeastern Brazil

Vagner Leonardo Macedo dos Santos
Orientador(a): Dra. Erica Pellegrini Caramaschi

General abstract da Tese de Doutorado submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Campus UFRJ-Macaé Professor Aloísio Teixeira, da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais e Conservação.

The process of fragmentation and homogenization of habitats threatens the biodiversity integrity of ecosystems on a global scale. In the fluvial environment, its occurrence is in sharp expansion, due to the increase of the water supply demand for the populations and agriculture, power generation and transport, that require the damming for the formation of artificial reservoirs, drain channels and rectilinizations. In Southeastern Brazil, the Rio São João basin is an emblematic example of a system that underwent profound hydrological changes between the 1950s and 1980s. Changes in the low section of this river led to the fragmentation of the fluvial continuum, loss of riparian forest and disappearance of flood areas and marginal lagoons. Several studies associate the decline in species richness, recruitment and population densities of the local fish fauna with changes of this nature, but little is known about the magnitude of these changes in the ichthyofauna of the São João River. To respond as the hydrological changes in the Rio São João affected the ictofauna, the study had the following objectives: (i) to evaluate the present composition and structure of fish assemblages in different stretches of the lower course of the São João river; (ii) to assess spatial and temporal changes in the composition and structure of freshwater fish assemblages as a function of hydrological changes; (iii) to evaluate the composition of reproductive strategies in order to verify which were favored by the fragmentation and homogenization of habitats and (iv) to analyze the phenotypic plasticity in the reproductive tactics of three dominant species in two distinct environments. For that, bimonthly standardized samplings were carried out between January 2016 and October 2017, in 12 points distributed in four areas downstream of the Juturnaíba dam, three points in the reservoir and three in the upstream river. A total of 7,796 individuals belonging to 102 species, 51 marine / estuarine and 51 freshwaters, belonging to 49 families and 19 orders were captured. The results reveal a change in the composition of the current assembly in relation to the past, through the generalized loss of native species and the introduction of non-native species. It was detected in the areas that suffered some type of hydrological alteration, which present low dispersion in the values of beta diversity. This data indicates biotic homogenization due to the integration scenario of species loss and the introduction of non-native species, as well as changes in relative abundance and species biomass. However, values of beta diversity decreased when it was calculated without the presence of non-native species in assemblies of altered areas and increased in the most conserved area. Regarding reproductive strategies, the results show that species with seasonal and opportunistic strategies are more associated with the more conserved area whose floodplain areas and riparian forest should be fundamental in the life cycle. The species with intermediate and

equilibrium strategies were the most abundant in the altered areas. Due to the greater efficiency represented by intermediate attributes or split spawning and parental care, these species maximize different forms of energy allocation, which guarantees them reproductive success in altered areas. This study reveals that the conservation of areas with "pristine" characteristics is strategic for maintaining the native freshwater fish fauna of the São João River basin and provides elements for a better understanding of the role of reproductive strategies in species population responses to altered environmental conditions. The study of plasticity in the reproductive tactics revealed that the three dominant species (*Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus*) responded in a similar way to the environmental variations imposed in the lotic and dammed environment. The fertility was lower and the reproductive period more prolonged in the dam, while in the lotic environment the fertility was higher and the reproductive period was short and marked by the local seasonality. These tactics allowed the species to maximize energy for an optimal reproductive period, according to the environmental conditions of each environment, and the phenotypic plasticity guaranteed the success in colonization and dominance in both environments. We hope that the results obtained to Rio São João act as a model for studies in the numerous rivers already subject or threatened by this type of intervention due to the increased demand for water.

Keywords: Biotic homogenization, Biological invasions, Environmental fragmentation, Ichthyofauna, Life history, Reproductive tactics.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Mapa da localização dos pontos de coleta amostrados no baixo curso do Rio São João.

Figura 2. Área de abrangência do estudo, contemplando os trechos amostrados no Rio São João. I- Área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III- área retelinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retelinizada e VI área estuarina.

Figura 3. Curvas de rarefação com distribuição de valores de riqueza de espécies nos diferentes trechos amostrados no Rio São João. Os números dentro do gráfico informam a riqueza de espécies. Onde AI- área preservada a montante da represa, AII- reservatório de Juturnaíba, AIII-área superior retelinizada, AIV- área com o curso natural, AV- área inferior retelinizada, AVI- área estuarina.

Figura 4. Frequência de espécies marinhas/estuarinas, dulcícolas nativas e dulcícolas invasores por área de coleta ($P > 0,999$). Os números dentro do gráfico informam a riqueza de espécies. I = área preservada a montante da represa; II = reservatório de Juturnaíba; III= área superior retelinizada; IV = área com o curso natural; V= área inferior retelinizada; VI = área estuarina.

CAPÍTULO II

Figura 1. Localização e distribuição dos pontos de coleta amostrados no baixo curso do Rio São João: I - curso natural florestada com planície de inundação, II- represa, III - retelinização com influência do reservatório e de agricultura, IV-curso natural florestado com áreas de alagamento drenadas e V- área retelinizada a jusante com pastagens.

Figura 2. Áreas de coleta amostradas no baixo curso do Rio São João: I - curso natural florestada com planície de inundação, II- represa, III - retelinização com influência do reservatório e de agricultura, IV-curso natural florestado com áreas de alagamento drenadas e V- área retelinizada a jusante com pastagens. Fonte: CISLJ, (2002).

Figura 3. Análise de correspondência canônica (ACC) correlacionando os dados de importância relativa (IIR) das espécies com fatores ambientais das áreas de coleta estudadas no rio São João. Em **A** estão plotados os preditores ambientais: pH, vazão (Vaz), profundidade (Prof.), área de alagamento (A. Ala), área vegetada (A.veg.), transparência (Trans.), temperatura (Temp.) e condutividade (Cond.). Pontos negros equivalem aos pontos de coletas e em azul as espécies. Em **B** Distribuição das espécies nas áreas em função da importância relativa (IIR). Em vermelho equivale o somatório dos IIR das espécies não nativas e, em azul, das espécies nativas.

Figura 4. Análise multidimensional não-métrica (NMDS) produzido a partir de dados de presença e ausência, abundância e biomassa, sendo realizados gráficos com a presença de espécies não nativas em conjunto das espécies nativas e espécies nativas separadamente. Foi utilizado a distância de Bray Curtis de 15 pontos de coleta compreendidos em cinco áreas estabelecidas. Em verde área I (curso natural florestada com planície de inundação); em roxo área II (represa), em abóbora área III (retelinização com influência do reservatório e de agricultura); em azul área IV (curso natural

florestado com áreas de alagamento drenadas) e em vermelho área V (área retelinizada a jusante com pastagens).

Figura 5. Análises da permutação de dispersão multivariada (PERMDISP) entre as áreas de coleta do baixo curso do Rio São João, levando em consideração a assembleia geral com as espécies não-nativas (em branco) e sem as espécies não-nativas (cinza pontilhado). Onde A= presença e ausência; B= abundância e C= biomassa

CAPÍTULO III

Figura 1. Modelo do contínuo de história de vida de peixes adaptado (Winemiller & Rose 1992). As flechas no centro da figura significam: (1) fecundidade; (2) tempo de geração; (3) sobrevivência dos juvenis.

Figura 2. Área de abrangência do estudo, contemplando os trechos amostrados no Rio São João. I- Área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III- área retelinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retelinizada.

Figura 3. Análise de coordenadas principais (PCoA) entre os atributos reprodutivos e as espécies de água doce coletadas no rio São João. Abreviaturas de espécies presentes na tabela 1.

Figura 4. Análise multidimensional não métrica (NMDS) relacionando aos dados de riqueza de espécies por estratégia reprodutiva com as áreas de coleta estudadas no rio São João.

Figura 5. Análise de correspondência canônica (ACC) correlacionando os dados de abundância das estratégias reprodutivas com fatores ambientais das áreas de coleta estudadas no Rio São João. Estão plotados os seguintes preditores ambientais: pH, vazão (Vaz), profundidade (Prof.), área de alagamento (A. Ala), área vegetada (A.veg.), transparência (Trans.), temperatura (Temp.) e condutividade (Cond.). Em negro estão os pontos amostrais e em azul as estratégias reprodutivas de equilíbrio (EQUI), sazonal (SAZ), oportunista (OPO) e intermediária (INT).

CAPÍTULO IV

Figura 1. Espécies estudadas no presente estudo. (A) *Astyanax gr. bimaculatus* (sensu Melo, 2001); (B) *Trachelyopterus striatulus* (Steindachner, 1877) e em (C) *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855).

Figura 2. Mapa de localização e distribuição dos pontos de coleta amostrados no rio, a montante (Área 1) e na represa (Área 2) do Rio São João.

Figura 3. Frequência dos estágios reprodutivos das fêmeas de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* nos períodos de coleta e nos ambientes de rio e de represa.

Figura 4. Variação bimestral dos valores do índice gonadossomático (IGS) de fêmeas de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* nos ambientes de rio e de represa.

Figura 5. Análises de redundância (RDA) da área do rio contínuo e da represa, correlacionando as frequências dos estágios de desenvolvimento gonadal das fêmeas de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* com a variação de fatores ambientais de rio e de represa. Os fatores ambientais utilizados foram: pH, precipitação (Prec.), profundidade (Prof.), fotoperíodo (Fot), temperatura (Temp.), oxigênio dissolvido (OD) e condutividade (Cond.).

Figura 6. Análise das classes de comprimento coparando as diferenças das populações *A. gr. bimaculatus*, *T. striatulus* e *L. castaneus* entre o rio e a represa.

Figura 7. Representação de modelos logísticos da proporção de fêmeas de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* por tamanho corporal (CP). Linhas tracejadas verticais indicam o comprimento médio de maturação sexual (L50). As linhas azuis representam o rio e as linhas vermelhas, a represa.

Figura 8. Variação na fecundidade total e da frequência de distribuição de classes de tamanho ovocitário de *Astyanax.gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthyscastaneus* nos ambientes de rio e de represa.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Lista de espécies marinhas e de água doce coletadas nos trechosdo Rio São João, seguindo a nomenclatura de Fricke *et al.* (2019) e ordem de classificação de Nelson *et al.* (2016). Onde: I- área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III-área superior retelinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retelinizada, VI- área estuarina, IR%- Índice de importância relativa, EC- estado de conservação,LC- Menos Preocupante, VU- Vulnerável, EN- Em Perigo. As espécies não-nativas da bacia estão sinalizadas com asterisco (*).

Tabela 2. Presença e ausência de espécies de água doce capturadas no período passado (dados Museu Nacional, 1982-1983) e coletados no presente trabalho (período contemporâneo 2016-2017) no baixo curso do Rio São João. Origem nativa (NAT) e invasora (INV).

Tabela 3. Média e desvio padrão dos descritores da comunidade das áreas de estudo do baixo curso do Rio São João. Onde: I- área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III-área superior retelinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retelinizada, VI- área estuarina.

CAPÍTULO II

Tabela 1. Lista de espécies de água doce coletadas nos trechosdo Rio São João, seguindo a nomenclatura de Fricke *et al.* (2019) e ordem de classificação de Nelson *et al.* (2016). Onde: I- área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III-área superior retelinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retelinizada, IR%- Índice de importância relativa, EC-Espécie em Perigo de extinção, VU-espécie vulnerável a extinção. As espécies não-nativas da bacia estão sinalizadas por asterisco (*).

Tabela 2. Similaridade entre as amostras feita com as espécies não-nativas em conjunto com as nativas e apenas as nativas separadamente, através da PERMANOVA.

Tabela 3. Comparação par a par das áreas de coleta do baixo curso do Rio São João, através do teste de Tukey. O triângulo superior do lado direito representa os dados da assembleia contendo nativas e as espécies não-nativas, enquanto o inferior do lado esquerdo representa os dados de assembleia apenas com as espécies nativas. Em negrito são os valores significativos ($p < 0,05$).

CAPÍTULO III

Tabela 1. Dados brutos dos atributos reprodutivos de cada espécie analisada e suas respectivas abreviaturas. DO (diâmetro do ovócito), FT (fecundidade total), TD (tipo de desova), IGS (índice gonadossomático), CP (tipo de cuidado parental), TL (comprimento total atingido) e PMAT (proporção do tamanho de primeira maturação).

Tabela 2. Contribuição de cada estratégia reprodutiva na dissimilaridade entre as áreas de coleta (Análise Simper).

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5
CAPÍTULO I.....	9
COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO JOÃO: UM RIO COSTEIRO HIDROLOGICAMENTE IMPACTADO	9
RESUMO	10
Palavras-chave: Ictiofauna, Represamento, Retilinação, Introdução de Espécies, Conservação	10
INTRODUÇÃO	11
MATERIAIS E MÉTODOS	12
<i>Amostragem de peixes</i>	13
<i>Análise de dados</i>	14
RESULTADOS	15
DISCUSSÃO.....	26
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33
ANEXOS.....	40
CAPÍTULO II	43
HOMOGENEIZAÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE ÁGUA DOCE DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO JOÃO-RJ: UM RIO COSTEIRO NEOTROPICAL IMPACTADO POR ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS	43
RESUMO	44
Palavras-chave: Heterogeneidade Biótica, Fragmentação Ambiental, Invasões Biológicas, Perda de Espécies, Diversidade beta	44
INTRODUÇÃO	45
MATERIAL E MÉTODOS	47
<i>Dados da ictiofauna</i>	47
<i>Análise da heterogeneidade ambiental e biótica</i>	49
RESULTADOS	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	63
ANEXOS.....	71
CAPÍTULO III.....	74

INFLUÊNCIA DAS ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS NA COMPOSIÇÃO DE ESTRATÉGIAS REPRODUTIVAS NA ICTIOFAUNA DE UM RIO COSTEIRO DO SUDESTE BRASILEIRO.....	74
RESUMO	75
Palavras-chave: Fragmentação ambiental, Homogeneização de habitat, Reprodução, História de vida	75
INTRODUÇÃO	76
MATERIAIS E MÉTODOS	79
<i>Variação e importância de estratégias no gradiente ambiental</i>	84
<i>Estratégias reprodutivas vs alterações ambientais</i>	85
RESULTADOS	85
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	93
ANEXOS.....	98
CAPÍTULO IV	100
PLASTICIDADE NAS TÁTICAS REPRODUTIVAS DE TRÊS ESPÉCIES DE PEIXES DOMINANTES EM AMBIENTES NATURAL E ARTIFICIAL EM UM RIO COSTEIRO NEOTROPICAL	100
RESUMO	101
Palavras-chave: Represa, Ambiente Lótico, Estratégias reprodutivas, Fenótipo, Período Reprodutivo, Fecundidade.....	101
INTRODUÇÃO	102
MATERIAIS E MÉTODOS	104
<i>Área de estudo</i>	104
<i>Amostragem de espécimes</i>	106
<i>Coleta de dados das táticas reprodutivos</i>	106
<i>Análise das variações nas táticas reprodutivas</i>	107
<i>Atividade reprodutiva</i>	107
<i>Influência dos fatores ambientais no ciclo reprodutivo</i>	108
<i>Proporção sexual</i>	108
<i>Análise das classes de comprimento</i>	108
<i>Tamanho de primeira maturação</i>	109
<i>Análise da fecundidade e tipo de desova</i>	109
RESULTADOS	110
<i>Atividade reprodutiva</i>	110

<i>Influência dos fatores ambientais no ciclo reprodutivo</i>	112
<i>Proporção sexual</i>	114
<i>Análise das classes de comprimento</i>	114
<i>Tamanho de primeira maturação</i>	115
<i>Fecundidade e tipo de desova</i>	116
DISCUSSÃO.....	119
CONCLUSÕES.....	122
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	123
CONCLUSÕES FINAIS.....	129
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	132

INTRODUÇÃO GERAL

A região Neotropical possui a maior riqueza de espécies de peixes de água doce do mundo (Lundberg *et al.*, 2000), compreendendo um total de 6.025 espécies (Lévêque *et al.*, 2008). Parte dessa grande diversidade vem sofrendo grande ameaça devido a ações antrópicas, especialmente nos ecossistemas fluviais, que acarretam mudanças no ciclo hidrológico devido a represamentos, desvios e retificações, com a finalidade de abastecimento de água, irrigação, geração de energia e transporte (Nilsson *et al.*, 2005). Em conjunto, essas alterações causam um impacto ambiental sem precedentes para a biota aquática, transformando os ecossistemas fluviais na categoria de ambientes mais impactados do planeta (Jackson *et al.*, 2001; Nilsson *et al.*, 2005; Vorosmarty *et al.*, 2010).

A fragmentação e homogeneização de habitat devido à fragmentação do contínuo fluvial provocam grandes perdas ambientais e ameaçam a biodiversidade de peixes, acarretando na redução das populações ou até o desaparecimento de espécies que dependem das condições lóticicas e dos acessos livres aos locais de reprodução e desova (Nilsson *et al.*, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006; Hoenighaus *et al.*, 2007; Perkin *et al.*, 2013). Adicionalmente, reservatórios facilitam a invasão por espécies não-nativas (Sala *et al.*, 2000; Havelet *et al.*, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006) que, por sua vez, são apontadas como as principais ameaças à diversidade de peixes, podendo levar à extinção local de espécies nativas (Rahel, 2000) e acarretar homogeneização biótica (McKinney, 2005; Olden & Poff, 2006; Vitule *et al.*, 2012). A homogeneização biótica resulta da substituição da biota local por espécies não-nativas, geralmente introduzidas por humanos e causa, muitas vezes, a perda e substituição de espécies endêmicas raras por outras amplamente dispersas (McKinney & Lockwood, 1999). Considerando que a homogeneização biótica representa um dos principais desafios à conservação de peixes de água doce, é urgente desenvolver a quantificação de mecanismos condutores da bioinvasão, sejam eles biológicos e ambientais, bem como as consequências ecológicas deste processo (Olden *et al.*, 2010).

Estudos que avaliam os efeitos da fragmentação e homogeneização de habitat no sucesso do estabelecimento de espécies neotropicais às condições ambientais vigentes são escassos e pouco compreendidos (Matthews, 1998; Agostinho *et al.*, 2008, Bailly *et al.*, 2016). Em ambientes alterados, estratégias reprodutivas de maior eficiência e flexibilidade se sobressaem, uma vez que essas estratégias maximizam diferentes formas de alocação de energia, o que garante às espécies maior sucesso reprodutivo (Olden, 2006; Winemiller *et al.* 2008). Dessa forma, investigar os atributos reprodutivos das assembleias é essencial

para compreender os mecanismos que influenciam o sucesso reprodutivo das espécies em função dos requerimentos e limitações ambientais (Vila-Gispert *et al.*, 2002), bem como para fornecer informações sobre os tipos de estratégias reprodutivas predominantes (Vila-Gispert *et al.*, 2002; Zeug & Winemiller, 2007).

O sucesso na ocupação e sobrevivência dos teleósteos em diversos ambientes aquáticos está diretamente relacionado aos variados mecanismos de reprodução encontrados no grupo (Wootton, 1984). Isso se deve porque, após ultrapassados os filtros ecológicos, o processo reprodutivo é de fundamental importância para garantir a continuidade da espécie (Vazzoler, 1996; Hoeinghaus *et al.*, 2006). Para ser bem sucedida, a reprodução depende de uma sincronia temporal entre as condições ambientais e os processos fisiológicos, garantindo a maturação gonadal, desova e sobrevivência da prole (Vazzoler, 1996, Suzuki & Agostinho, 1997; Lowerre-Barbieri *et al.*, 2011). No entanto, cada espécie evoluiu em resposta a diferentes conjuntos de pressões ambientais, as quais refletem suas histórias de vida (Vila-Gispert *et al.* 2002; Zeug & Winemiller, 2007).

A teoria da história de vida proposta por Winemiller & Rose (1992) aborda a relação entre os atributos reprodutivos com as variáveis demográficas, refletindo as estratégias reprodutivas de cada espécie. A comparação da história de vida entre as espécies permite identificar três padrões de estratégias reprodutivas em um *continuum* multidimensional (Winemiller, 1989; Winemiller & Rose, 1992; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Zeug & Winemiller, 2007). Os padrões de estratégias reprodutivas de acordo com Winemiller & Rose (1992), são: de equilíbrio (1), sedentários, com período prolongado de desova e investimento no cuidado com os alevinos; oportunista (2), típica de espécies de rápida colonização de habitat modificados, pequeno porte, maturação sexual rápida e desova múltipla; sazonal (3), típica de espécies de grande porte, alta fecundidade, ausência de cuidado parental e migração reprodutiva sazonal por longas distâncias.

As respostas das espécies com distintas características de histórias de vida podem refletir as estratégias mais adaptadas às condições ambientais vigentes (Agostinho *et al.*, 1992; Matthews, 1998; Agostinho *et al.*, 2007). Diversos estudos reforçam a idéia de que a persistência de uma comunidade é resultado da influência de fatores regionais e locais (*e.g.* Olden, 2006; Agostinho *et al.*, 2008, Mérona *et al.*, 2009; Perkin *et al.*, 2016). Para comunidades de peixes em ambiente fluvial, destaca-se a importância das características climáticas, geomorfológicas, biogeográficas e filogenéticas como fatores regionais, e competição, predação, disponibilidade de alimento, heterogeneidade de substrato e intensidade da correnteza como fatores locais (Matthews, 1998; Hoeinghaus *et al.*, 2006;

Bailly *et al.*, 2016). Nesse sentido, ultrapassados os filtros ecológicos de estabelecimento e coexistência, podem ocorrer mudanças no crescimento, mortalidade, idade e período reprodutivo em um novo ambiente (Winemiller *et al.*, 2008; Wootton & Smith, 2015). Esta flexibilização fenotípica permite explorar diferentes formas de alocação de energia, assim garantido a reprodução e a manutenção da população (Hoeinghaus *et al.*, 2006, Winemiller *et al.*, 2008; Wootton & Smith, 2015).

A perda de áreas de alagamento provoca um notável impacto na ictiofauna, uma vez que essas são fundamentais como sítios de alimentação, reprodução e recrutamento para uma gama de espécies, em especial para aquelas com estratégia sazonal (Lowe-McConnell, 1987; Nakatani *et al.*, 1997; Suzuki *et al.*, 2004; Bailly *et al.*, 2016). O barramento promove profundas alterações no ciclo hidrológico natural dos rios, alterando a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas, devido à fragmentação do contínuo fluvial, acarretando na redução das populações ou até o desaparecimento de espécies migradoras que dependem das condições lóticicas e dos acessos livres aos locais de reprodução e desova (Nilsson *et al.*, 2005; Hoeinghaus *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2007; Vorosmarty *et al.*, 2010).

A retificação ou canalização é outra intervenção que provoca grande impacto aos ecossistemas fluviais. Este tipo de obra de engenharia literalmente transforma um rio sinuoso em um canal retilíneo de menor extensão, reduzindo a complexidade estrutural e eliminando a conectividade lateral da calha do rio com os ambientes da planície (Franklin *et al.*, 2001). Dessa forma, a diversidade de habitats marginais formados pelos processos de deposição e erosão como praias, áreas de baixa correnteza e remansos profundos são eliminados. Em menor escala também desaparecem os micro-habitat criados pela acumulação de folhice e galhos de origem alóctone, devido à remoção da mata ciliar (Wilcock & Essery, 1991; Franklin *et al.*, 2001). Diversos estudos associam o declínio na riqueza de espécies, no recrutamento e nas densidades populacionais da ictiofauna local a alterações dessa natureza (Jurajda, 1995; Belliard *et al.*, 1999, Agostinho *et al.*, 2008).

Um exemplo emblemático de bacia que passou por profundas alterações hidrológicas, foi a bacia hidrográfica do Rio São João, localizada no leste do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil e inserida na ecoregião Fluminense (*sensu* Abell *et al.*, 2008). Entre os anos de 1950 e 1985 a porção do baixo curso desse rio passou por grandes intervenções hidrológicas, onde foram realizadas obras de retificação de canais fluviais, drenagem das áreas mais planas, dragagens e a edificação de uma barragem visando à formação da represa de Juturnaíba (CILSJ, 2002). As obras tinham como propósitos

desenvolver a agricultura, erradicar doenças transmitidas por insetos e o abastecimento de água local. No entanto, promoveram profundas alterações no ciclo hidrológico natural, reduzindo a complexidade estrutural e eliminando a conectividade lateral da calha do rio com os ambientes da planície de inundação. Antes destas obras, o rio meandrava por 130 km e formava uma extensa área de inundação, onde brejos e lagoas marginais ocupavam mais de 1400 km² do curso inferior (CILSJ, 2002). Atualmente, a maior parte destas áreas de inundação foram extirpadas, sendo ocupadas por pastagens destinadas a atividades agropastoris.

De acordo com Mazzoni *et al.* (2009), as regiões de baixada litorânea abrigam importantes remanescentes de espécies de peixes endêmicas ou com exigências ecológicas muito restritas. No entanto, essas áreas em franco processo de adensamento populacional não recebem nenhuma atenção quanto à conservação (Moulton *et al.*, 2007; Azevedo Santos *et al.*, 2017). Para o rio São João, pouco se sabe sobre a magnitude dessas alterações na composição e na reprodução, existindo indícios de que ocorreram mudanças na composição da comunidade de peixes nas últimas décadas. Segundo pescadores locais, ocorreu diminuição ou desaparecimento de espécies migradoras em determinados trechos do rio. Com o histórico de intervenções hidrológicas nos últimos 66 anos, o rio São João pode ser considerado um importante modelo para verificar como estas alterações na região afetaram e alteraram a composição da ictiofauna, como também a dinâmica reprodutiva das principais espécies nativas, tanto na área do reservatório como nas áreas alteradas à jusante da barragem de Juturnaíba.

Dessa forma, esta Tese foi subdividida em quatro capítulos. O primeiro, buscou caracterizar a atual composição de assembleias de peixes e comparar a atual comunidade com dados pretérito da década de 80. Como também avaliar os descritores estruturais da comunidade (riqueza, índice de diversidade e equabilidade) de forma a descrever as variações nos trechos estudados, bem como identificar espécies ameaçadas de extinção, não-nativas e de grande importância relativa. O capítulo será posteriormente submetido à revista *Checklist*.

No segundo capítulo teve-se por objetivo compreender as mudanças na composição de espécies em função das alterações hidrológicas realizadas no baixo curso do Rio São João, analisando o processo de homogeneização biótica, por meio da identificação de mudanças na diversidade beta entre áreas com diferentes graus de alterações hidrológicas e uso da terra. Este capítulo foi submetido à revista *Hydrobiologia*.

O terceiro capítulo, teve como objetivo principal identificar as estratégias reprodutivas mais importantes frente a fragmentação e homogeneização dos habitats. Nossos objetivos incluem: (1) analisar e identificar as estratégias reprodutivas encontradas nas principais espécies de água doce do baixo rio São João; (2) verificar mudanças na composição de estratégias reprodutivas em função de um gradiente ambiental e (3) testar a relação entre as estratégias reprodutivas e as variáveis ambientais e estrutura dos habitats a fim de determinar quais são as estratégias mais plásticas e mais sensíveis as alterações ambientais. Este artigo será submetido a revista *Freshwater ecology*.

Por fim, o quarto capítulo teve como objetivo investigar diferenças nas táticas reprodutivas de três espécies dominantes em um ambiente natural lótico (rio) e artificial lêntico (represa), sendo analisados os atributos reprodutivos ligados ao incremento reprodutivo (fecundidade e tamanho dos ovócitos) e táticas relacionadas à manutenção das populações (período reprodutivo, comprimento de primeira maturação e proporção sexual). Este trabalho será submetido à revista *Neotropical Ichthyology*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R.; Thieme, M. L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas, S. C.; Bussing, W.; Stiassny, M. L. J.; Skelton, P.; Allen, G. R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Sindorf, R. N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, E.; Heibel, T. J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H. L.; Reis, R. E.; Lundberg, J. G.; Pérez, M. H. S.; Petry, A. C. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58: 403–414.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M. & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 1119-1132.
- Azevedo-Santos, V. M.; Fearnside, P.M.; Oliveira, C. S.; Padial, A. A.; Pelicice, F. M.; Lima, D. P.; Vitule, J. R. S. (2017). Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26, 1745–1752.
- Bailly, D.; Cassemiro, F. A. S.; Winemiller, K. O.; Diniz-Filho, J. A. F.; Agostinho, A. A. (2016). Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human-modified systems. *Journal of Biogeography*, 43: 1679–1689.
- Belliard, J., Berrebi, R. T., Monnier, D. (1999). Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal. *Hydrobiologia*, 400:155-166.

- CILSJ, (2002). *Bacia Hidrográficas dos Rio São João e Rio das Ostras (Águas, Terras e Conservação Ambiental)*. Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Rio de Janeiro, 178p.
- Dudgeon, D. A. H.; Arthington, M. O.; Gessner, Z. I.; Kawabata, D. J.; Knowler, C.; Leveque, R. J.; Naiman, A. H.; Prieur-Richard, D.; Soto, M.; Staissny, L. J.; Sullivan, C. A. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Reviews*. 81:163–182.
- Franklin, S. B.; Kupfer, J. A. & Pezeshki, S. R. (2001). A comparison of hydrology and vegetation between a channelized stream and a nonchannelized stream in western Tennessee. *Physical Geography*. 22 (3) 254-74.
- Havel, J. E.; Lee, C. E. & Zanden, V. M. J. (2005). Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, 55: 518–525.
- Hoeinghaus D. J., Winemiller K. O. & Birnbaum J. S. (2006). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34:324-338.
- Jackson R. B.; Carpenter S. R.; Dahm C. N.; McKnight D. M.; Naiman R. J.; Postel S. L. & Running S. W. (2001). Water in a changing world. *Ecological Applications*, 11, 1027-1045.
- Johnson, T. J. P.; Olden, D. J. & Zanden, M. J. V. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecological Environment*, 6 (7): 357-363.
- Lévêque, C.; Oberdorff, T.; Paugy, D.; Stiassny, M. L. J.; Tedesco, P. A. (2008). Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595, 545–567.
- Lowe-McConnell L, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 584p.
- Lundberg, J. G.; Kottelat, M.; Smith, G. R.; Stiassny, M. & Gill, A. C. (2000). So many fishes, so little time: An overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87, 26-62.
- Matthews, W. J. (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall. 756 p.
- McKinney, M. L. & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453.
- McKinney, M. L. (2005). New Pangea: homogenizing the future biosphere. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 56 (11): 119-129.

- Mérona, B.; Mol, J.; Vigouroux, R. & Chaves, P. D. T. (2009). Phenotypic plasticity in fish life-history traits in two neotropical reservoirs: Petit-Saut Reservoir in French Guiana and Brokopondo Reservoir in Suriname. *Neotropic Ichthyology*, 7: 683-692.
- Moulton, T. P.; Souza, de M. L. & Franco de Oliveira, A. (2007). Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation*, 2 (1) 28-35.
- Nilsson C., Reidy C. A., Dynesius M. & Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308, 405-408.
- Olden, J. D.; Poff, N. L. & Bestgen, K. R. (2006). Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River basin. *Ecological Monographs*, 76(1), 25–40.
- Olden, J. D., Poff, N. L. & McKinney, M. L. (2006). Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation*, 127: 261-271.
- Olden, J. D., Kennard, M. J., Leprieur, F., Tedesco, P. A., Winemiller, K. O. & García-Berthou, E. (2010). Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, 16: 496-513.
- Perkin, J. S.; Shattuck, Z. R.; Gerken, J. E. & Bonner, T. H. (2013). Fragmentation and drought legacy correlate with distribution of burrhead chub in subtropical streams of North America. *Transactions of the American Fisheries Society* 142:1287–1298.
- Perkin, J. S.; Knorp, N. E.; Boersig, T. C.; Gebhard, A. E.; Hix, L. A.; Johnson, T. C. (2016). Life history theory predicts longterm fish assemblage response to stream impoundment. *Canadian Journal Fish and Aquatic Science*, 74: 228-239.
- Sala, O. E.; Chapin, F. S.; Armesto, J. J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L. F.; Jackson, R. B.; Kinzing, A.; Leemans, R.; Lodge, D.; Mooney, H. A.; Oesterheld, M. T.; Walker, B. H.; Walker, M. & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- Vazzoler, A.E.A.M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM, Maringá.
- Vila-Gispert, A., & Moreno-Amich, R. (2002). Life history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 65, 387–400.
- Vila-Gispert, A., Moreno-Amich, R. & García-Berthou, E. (2002). Gradients of life-history variation: an intercontinental comparison of fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12, 417–427.

- Vitule, J. R. S., Skóra, F. & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18: 111-120.
- Vorosmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P. S.; Glidden P.A.; Bunn, S. E.; Sullivan, C. A.; Reidy Liermann, C.; Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*. 467:555–561.
- Wilcock, D. N. & Essery, C. I. (1991) Environmental impacts of channelization on the river main, County Antrim, Northern Ireland, *Journal of Environmental Management*, 32 (2): 127-143.
- Winemiller, K. O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.
- Winemiller, K. O., & Rose, K. A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*. 49(10):2196–2218.
- Winemiller, K. O. (2005). Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:872– 885.
- Winemiller, K. O., Agostinho, A. A. & Caramaschi, E. P. (2008). Fish Ecology in Tropical Streams. In: Dudgeon D (ed) *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, London, pp 107-146.
- Wootton, R. J. (1990). *Ecology of teleosts*. Chapman & Hall, London. 403p.
- Wootton, R. J. & Smith, C. (2015). *Reproductive Biology of Teleost Fishes*. John Wiley & Sons, Oxford, UK, 496pp.
- Zeug, S. C. & Winemiller, K. O. (2007). Ecological correlates of fish reproductive activity in floodplain rivers: a life-history-based approach. *Canadian Journal Fish Aquatic Science*. 64: 1291–1301.

CAPÍTULO I

COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO JOÃO: UM RIO COSTEIRO HIDROLOGICAMENTE IMPACTADO

RESUMO

O Rio São João, no sudeste do Brasil, constitui um exemplo emblemático de um sistema que passou por profundas alterações hidrológicas como retificações, drenagens e barramento. Nosso objetivo foi avaliar e comparar a composição e a estrutura das assembleias de peixes no baixo curso do Rio São João, trecho que passou pelas alterações acima mencionadas. Foram realizadas amostragens padronizadas bimestrais em 18 pontos distribuídos em seis áreas ao longo do curso do rio, incluindo o reservatório de Juturnaíba com o emprego de redes de espera, tarrafas, arrastos e rapichés. Foi capturado um total de 7.796 indivíduos pertencentes a 102 espécies, envolvendo 45 famílias e 19 ordens. As 51 espécies marinhas/estuarinas pertencem às ordens Anguilliformes, Elopiformes, Clupeiformes, Gobiiformes, Gasterosteiformes, Mugiliformes, Carangiformes, Beloniformes, Siluriformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Atheriniformes, Scorpaeniformes, Aulopiformes e Tetradontiformes; enquanto as 51 espécies de água doce, pertencem s ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Cichliformes, Cyprinodontiformes e Synbranchiformes. Desta 51 especies registradas de água doce apenas 39 são nativas da bacia e 12 espécies são não-nativas, as quais não tinham sido reportadas em inventário realizado na década de 1990. As áreas hidrologicamente modificadas como a represa, a retificação superior, o curso natural drenado e a retificação inferior apresentaram as menores riquezas de espécies de água doce. Por outro lado, o estudo demonstrou que as áreas a montante do reservatório e a estuarina apresentaram maiores riqueza e dominância de espécies nativas. Apesar da escala local, este um estudo pode servir de subsídio à compreensão da estruturação de espécies em ambientes que sofreram alterações ambientais semelhantes.

Palavras-chave: Ictiofauna, Represamento, Retificação, Introdução de Espécies, Conservação

INTRODUÇÃO

Os rios da planície litorânea do Estado do Rio de Janeiro sofreram grandes alterações hidrológicas no século passado, por obras que promoveram represamento, canalização, retificação e drenagens, com a finalidade de atender a demanda de abastecimento de água, agricultura, geração de energia e controle de doenças transmitidas por insetos (Moulton, 2007, Marçal *et al.*, 2017). Atualmente, essas áreas de baixada se encontram em franco processo de crescimento populacional desordenado, não recebendo nenhuma atenção quanto à conservação dos cursos d'água ou de sua biota (Moulton *et al.*, 2007, Azevedo-Santos *et al.*, 2017). Isto se constitui num fato muito preocupante, uma vez que a baixada litorânea fluminense abriga importantes remanescentes de espécies endêmicas ou com exigências ecológicas muito restritas (Mazzoni *et al.*, 2009).

O Rio São João, localizado no leste do Estado do Rio de Janeiro é um grande exemplo de corpo hídrico que sofreu grandes alterações hidrológicas em trecho inferior. Entre os anos de 1950 e 1985 foram promovidas grandes obras pelo extinto Departamento de Obras e Saneamento (DNOS) para retificação, drenagem das áreas de várzeas, além do barramento para formação do reservatório de Juturnaiba (CILSJ, 2002). Antes dessas obras, o rio meandrava por 130 km e formava uma extensa área de inundação, onde brejos e lagoas marginais ocupavam mais de 1400 km² do curso inferior; atualmente estas áreas são ocupadas por grandes pastagens (CILSJ, 2002). Alterações hidrológicas exercem influência negativa no ecossistema, promovendo fragmentação do *continuum* fluvial e homogeneização de hábitat, degradação da qualidade da água, redução da complexidade estrutural e eliminação da conectividade lateral da calha do rio com os ambientes da planície (Franklin *et al.*, 2001, Nilsson *et al.*, 2005, Pollock *et al.*, 2014, Bailly *et al.*, 2016).

Diversos estudos associam modificações na composição da ictiofauna local a alterações hidrológicas semelhantes (*e.g.* Nilsson *et al.*, 2005; Poff & Zimmerman, 2010; Mins & Olden, 2013). Geralmente ocorre redução de algumas populações residentes, uma vez que as espécies não conseguem ultrapassar os novos filtros ambientais que garantam a manutenção de suas populações, bem como devido ao aumento das populações que encontram condições favoráveis para a reprodução (Suzuki *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007; Bailly *et al.*, 2016). Espécies que dependem das condições lóticicas e dos acessos livres aos locais de reprodução e desova podem entrar em declínio populacional ou até mesmo sofrer extinção local (Nilsson *et al.*, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006; Hoeinghaus *et al.*, 2007; Perkin *et al.*, 2013). Adicionalmente, estas alterações facilitam a introdução e o

estabelecimento de espécies não-nativas (Havel *et al.*, 2005; Dudgeon *et al.*, 2006; Johnson *et al.*, 2008; Bae *et al.*, 2018), que por sua vez são apontadas como das principais ameaças à diversidade de peixes, podendo levar a extinção local de espécies nativas (Rahel, 2000; Bailly *et al.*, 2016).

Em função dos impactos causados pelas alterações hidrológicas nas comunidades de peixes, torna-se necessário avaliar e monitorar a composição de espécies para identificar os possíveis padrões estruturadores destas assembleias. O presente trabalho tem como objetivo descrever a composição e a estrutura das assembleias de peixes no baixo curso do Rio São João, com a finalidade de identificar: (1) diferenças entre as assembleias e os descritores de estruturação da comunidade entre os trechos estudados; (2) mudanças na composição de espécies de água doce entre o período passado e atual; (3) presença de espécies não-nativas e ameaçadas na bacia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio São João, possui uma área de drenagem de cerca de 2.190 km² envolvendo parcialmente seis municípios. O Rio São João nasce na Serra do Sambê, a 800 metros de altitude e percorre aproximadamente 120 km até desaguar no Oceano Atlântico (CILSJ, 2002). O relevo da bacia nas áreas de baixada eram ocupadas por brejos e mata ripária, antes da drenagem e retificação do rio por fazendeiros e pelas obras do DNOS. Entretanto, existe uma área com remanescente de mata ripária com lagoas marginais adjacentes localizada a montante do reservatório de Juturnaíba e limítrofe à Reserva Biológica de Poços das Antas. Este trecho mais preservado da área de baixada foi definida a Área I (Fig. 1),

O reservatório de Juturnaíba está localizado entre os municípios de Araruama e Silva Jardim, é abastecida pelas águas dos Rios São João, Capivari, Bacaxá e das Onças. Neste estudo, a área composta pelo ambiente lântico homogêneo, cercada por uso agrícola (Bidegain & Pereira, 2005), com extensos bancos de macrófitas submersas, principalmente *Egeria densa* (Planch.) foi denominada área II (Fig. 1).

À jusante da barragem, expande-se uma grande planície historicamente drenada e atualmente ocupada por pastagens e empreendimentos agrícolas. O rio nesse trecho é retificado e possui baixa vazão (4 m³/s durante os meses secos), devido ao controle de vazão realizado pela barragem (CILSJ, 2012). Esta área foi denominada a área III no

presente estudo (Fig. 1), localizada na região central da bacia, ao longo do Rio São João e entre os rios Aldeia Velha e Indaiáçu, possuindo uma pequena área com mata ciliar preservada e ocupação no entorno. A planície ocupa, também, grande parte da área ao sul do Rio São João, cuja drenagem é composta pelos rios Morto e Cangurupi e pelas valas do Consórcio e Jacaré. Nesse trecho foram estabelecidas duas áreas para esta pesquisa: área do curso abandonado (denominado Área IV) e área do curso retificado (denominada Área V). A Área IV é paralela à Área V e se constitui no leito original do rio com mata ciliar alta na margem esquerda e áreas de alagamento da margem direita drenadas por empreendimentos agrícolas do entorno. A Área V compreende um trecho retificado, correspondente a um ambiente pouco estruturado, com extensos bancos de macrófitas submersas do gênero *Eleocharis*. R.Br. Nele, as áreas de alagamento foram drenadas e a mata ripária extirpada, sendo atualmente ocupadas por extensas pastagens.

Os manguezais são encontrados desde as proximidades do começo da retificação até a foz, sendo sua distribuição está diretamente associada a maior salinidade desta área influenciada pelo regime de marés da região (CILSJ, 2012). Neste trecho estabeleceu-se a Área VI, (Fig. 1), o qual possui um curso natural meandrante até a foz, que compreende a área estuarina.

Amostragem de peixes

As coletas de peixes foram realizadas nas áreas acima delimitadas, contemplando um gradiente longitudinal de aproximadamente 80 km da área de planície do Rio São João, a fim de comparar diferenças na composição e estrutura da comunidade de peixes no curso natural do rio a montante e jusante e nas áreas represada, retificada e estuarina. Foi realizado um total de 14 coletas bimestrais, sendo que, entre janeiro de 2016 e janeiro de 2017, foi contemplada a área a jusante do reservatório de Juturnaíba, e entre outubro de 2016 até outubro de 2017, a área a montante. Em cada área foram delimitados três pontos de coleta, e em cada ponto foi instalada uma bateria de 10 redes (10 x 2 m cada uma) nas seguintes malhas entre nós opostos: 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 60, 80 mm e rede feiticeira (rede de malha 30 e rede de malha 110 acopladas). As redes eram instaladas em torno de 16:00 h e retiradas em torno de 08:00 h, sendo anotado o tempo de exposição de cada bateria. Uma despesca noturna era realizada entre 20:00 e 22:00 h, tendo em vista a preservar a integridade dos peixes capturados. Com a finalidade de aumentar o esforço de captura principalmente de espécies de pequeno porte foram utilizados outros apetrechos como tarrafas (20, 30 e 40 mm), redes de arrasto manual (3 m de comprimento por 1,5 m

de altura, malha de 8 mm) e rapiché (puçá retangular de 45,0 cm por 70,0 cm com malha de 4 mm) sendo realizados 10 lances em cada ponto de coleta de cada apetrecho

Todos os peixes após a captura foram fixados em solução de formalina 4% e posteriormente conservados em álcool 70° GL. Os exemplares foram identificados através de literatura especializada, seguindo a nomenclatura de Fricke *et al.* (2019) e ordem de classificação de Nelson *et al.* (2016). Os espécimes foram tombados na Coleção de Peixes do Nupem (NPM) do Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade da Universidade Federal do Rio de Janeiro (NUPEM/UFRJ), cujos números de tomo seguem em tabela do material suplementar.

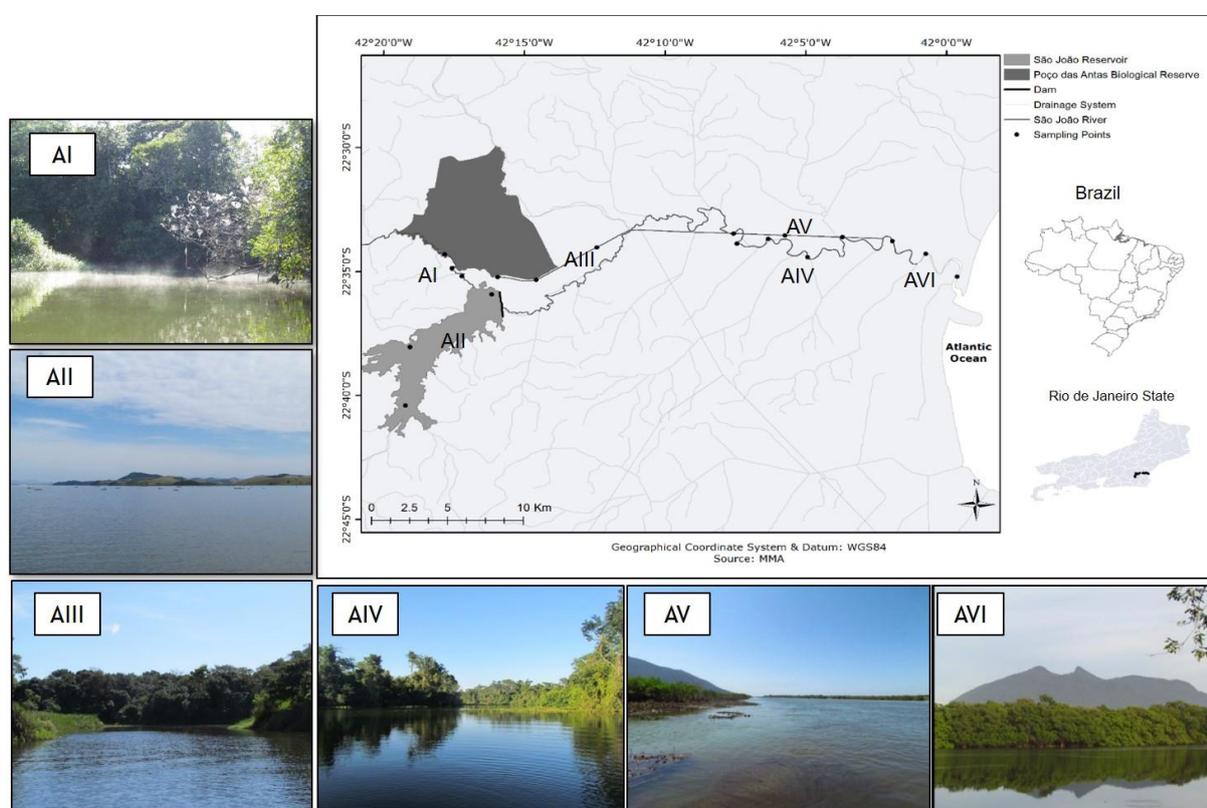


Figura 1. Mapa da localização das áreas de abrangência do estudo, contemplando os trechos amostrados no Rio São João. I- Área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III-área retinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retinizada e VI área estuarina.

Análise de dados

Com a finalidade de avaliar a eficiência de amostragem, comparamos o número de espécies registradas nas campanhas com o número de espécies esperado para cada área, por meio dos estimadores Chao 2 e Jackknife de segunda ordem.

Também foi verificado o estado de conservação das espécies capturadas através da lista nacional de espécies da fauna ameaçada de extinção do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2014) e a presença de espécies não-nativas. Foram calculados os índices

descritores de comunidade para cada ponto de coleta, incluindo a frequência e abundância absoluta e relativa. Com esses dados, foram obtidos os valores da Equabilidade ($J = H'/H'_{\max}$, onde H' é o índice de Shannon e H'_{\max} [diversidade máxima] é o logaritmo da riqueza de espécies) e do índice de dominância de Simpson ($\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$), onde p_i = proporção de cada espécie, para i variando de 1 a S (Riqueza), e p_i = frequência da espécie i .

Para verificar a mudança temporal na composição da assembleia de peixes de água doce com a introdução de espécies não-nativas e espécies extirpadas. Os dados atuais foram comparados com uma lista de espécies composta por dados pretéritos obtidos na década de 80 por especialistas do Museu Nacional (disponível em Mendonça, 2004) e por Bizzerril (1995).

RESULTADOS

Foram capturados 7.796 indivíduos pertencentes a 102 espécies, 45 famílias e 19 ordens (Tab.1). Foram registradas 51 espécies marinhas/estuarinas pertencentes às ordens: Anguilliformes, Elopiformes, Clupeiformes, Gobiiformes, Mugiliformes, Gasterosteiformes, Carangiformes, Beloniformes, Siluriformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Atheriniformes, Scorpaeniformes, Aulopiformes e Tetradontiformes. Das espécies de água doce registrou-se 51 espécies pertencentes às ordens, Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Cichliformes, Cyprinodontiformes e Synbranchiformes.

Tabela 1. Lista de espécies marinhas e de água doce coletadas nos trechos do Rio São João, seguindo a nomenclatura de Fricke *et al.* (2019) e ordem de classificação de Nelson *et al.* (2016). Onde: I- área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III-área superior retilinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retilinizada, VI- área estuarina, IR%- Índice de importância relativa, EC- estado de conservação, LC- Menos Preocupante, VU- Vulnerável, EN- Em Perigo. As espécies não-nativas da bacia estão sinalizadas com asterisco (*).

TÁXONS/ÁREAS	I		II		III		IV		V		VI		EC
	N	IR%	N	IR%	N	IR%	N	IR%	N	IR%	N	IR%	
ANGUILLIFORMES													
Ophichthidae													
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
SYBRANCHIFORMES													
Synbranchidae													
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	2	6	0	0	1	0,004	0	0	1	<0,001	0	0	LC
ELOPIFORMES													
Elopidae													
<i>Elops smithi</i> McBride, Rocha, Ruiz-Carus & Bowen 2010	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,0015	3	0,004	LC
CLUPEIFORMES													
Clupeidae													
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	0	0	26	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
Engraulidae													
<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	101	1,75	LC
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	162	0,130	LC
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0,040	46	0,617	LC
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	<0,001	LC
Pristigasteridae													
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	<0,001	LC
CHARACIFORMES													
Characidae													
<i>Astyanax giton</i> Eigenmann, 1998	12	<0,001	0	0	0	0	0	0	3	<0,001	0	0	LC
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i> (sensu Melo, 2001)	182	5,583	229	3,322	4	0,0085	2	<0,001	5	<0,001	0	0	LC
<i>Astyanax janeiroensis</i> Eigenmann, 1908	3	<0,001	0	0	0	0	1	<0,001	3	<0,001	0	0	LC
<i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann 1908	209	0,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	30	0,0021	0	0	6	<0,001	0	0	68	0,021	0	0	LC
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	19	0,0017	0	0	0	0	0	0	4	<0,001	0	0	LC
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	29	0,0029	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis, 1911	25	0,0023	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	0	0	LC
<i>Probolodus heterostomus</i> Eigenmann, 1911	123	0,0184	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Bryconamericus tenuis</i> Bizerril & Araújo, 1992	32	0,0231	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	EN
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	55	2,446	22	<0,001	13	0,621	4	0,014	20	0,042	0	0	LC

Stevardiinae													
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)	30	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
Crenuchidae													
<i>Characidium alipioi</i> Travassos, 1955	16	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
Anostomidae													
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	19	0,593	0	0	1	0,0214	0	0	0	0	0	0	LC
Curimatidae													
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	105	3,04	1	<0,001	1	0,0292	1	0,011	38	0,85	0	0	LC
Lebiasinadae													
<i>Nannostomus beckfordi</i> * Günther, 1872	131	0,023	0	0	1	0,029	0	0	14	0,0001	3	<0,001	LC
Serrasalminidae													
<i>Colossoma macropomum</i> * (Cuvier, 1816)	0	0	0	0	0	0	1	0,042	0	0	0	0	LC
<i>Metynnis lippincottianus</i> * (Cope, 1870)	0	0	2	<0,001	38	11,45	89	5,166	129	2,737	2	0,0038	LC
Bryconidae													
<i>Brycon insignis</i> Steindachner, 1877	29	2,616	0	0	1	0,0466	0	0	0	0	0	0	EN
Erythrinidae													
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> * (Spix in Agassiz, 1929)	0	0	0	0	3	0,0456	4	0,225	4	0,0384	0	0	LC
<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794	38	4,773	16	0,489	16	16,453	24	11,67	37	2,01	4	0,021	LC
SILURIFORMES													
Ariidae													
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0,078	LC
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0,055	VU
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 1803)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,005	VU
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	0	0	0	0	2	0,0034	0	0	0	0	208	31,94	LC
Clariidae													
<i>Clarias gariepinus</i> * (Burchell, 1822)	1	0,0060	5	0,109	3	0,692	9	2,738	18	7,368	3	0,032	LC
Heptapteridae													
<i>Pimelodella lateristriga</i> Lichtenstein, 1823	45	0,074	6	0,0014	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	2	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	12	0,1406	9	0,0290	1	0,0039	3	0,07	0	0	0	0	LC
Auchenipteridae													
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner, 1877)	255	46,36	171	15,71	43	19,67	72	31,07	31	1,454	0	0	LC
Callichthyidae													
<i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1876	3	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Callichthys callichthys</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	1	<0,001	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Hoplosternum littorale</i> * (Hancock, 1828)	92	13,24	25	0,267	50	32,97	75	28,69	31	1,454	21	0,032	LC
Loricariidae													
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1876)	26	1,41	6	0,003	11	0,79	0	0	0	0	0	0	LC

<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnaud,1855)	121	17,95	92	1,81	3	0,075	1	0,002	1	<0,001	0	0	LC
<i>Otothyris lophophanes</i> (Eigenmann&Eigenmann, 1889)	2	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner,1877)	2	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
GYMNOTIFORMES													
Gymnotidae													
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	31	0,78	19	0,127	24	4,90	11	0,364	1	<0,001	0	0	LC
<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	4	0,001	2	<0,001	1	<0,001	0	0	0	0	0	0	LC
Rhamphichthyidae													
<i>Eigenmania virescens</i> (Valenciennes,1842)	11	0,012	0	0	2	0,0042	0	0	0	0	0	0	LC
Hypopomidae													
<i>Brachypomus janeiroensis</i> (Costa & Campos da Paz,1992)	3	<0,001	0	0	4	0,016	0	0	0	0	0	0	LC
MUGILIFORMES													
Mugilidae													
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	0	0	0	0	16	3,95	8	0,63	19	0,423	36	0,424	LC
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	0	0	0	0	21	0,536	0	0	33	3,80	14	0,252	LC
GASTEROSTEIFORMES													
Syngnathidae													
<i>Syngnathus folletti</i> Herald, 1942	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
<i>Microphis lineatus</i> (Kaup, 1856)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
ATHERINIFORMES													
Atherinopsidae													
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy&Gaimard, 1825)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	0,091	LC
BELONIFORMES													
Belonidae													
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	<0,001	LC
CYPRINODONTIFORMES													
Poeciliidae													
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	15	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Scheider,1801	40	0,003	0	0	1	<0,001	0	0	20	0,001	50	0,001	LC
CARANGIFORMES													
Carangidae													
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,001	LC
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	0	0	0	0	2	0,01	0	0	2	0,002	50	0,41	LC
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier, 1833	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0,003	LC
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	42	0,132	LC
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81	0,007	LC
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0,046	LC
GOBIIFORMES													
Eleotridae													

<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	VU
Gobiidae													
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	6	0,007	LC	
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert 1882)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	40	0,05	LC	
<i>Gobioides broussonnetii</i> Lacepède 1800	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC	
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC	
<i>Awaous tajasica</i> Lichtenstein, 1822	15	0,001	2	<0,001	0	0	1	<0,001	1	<0,001	1	<0,001	LC
CICHLIFORMES													
Cichlidae													
<i>Cichlasoma dimerus*</i> (Heckel, 1840)	26	0,163	28	0,46	16	2,46	1	0,011	0	0	0	0	LC
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	6	0,028	0	0	8	0,95	36	18,8	130	24,6	14	0,023	LC
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	3	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Coptodon rendalli*</i> (Boulenger, 1897)	0	0	3	0,007	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Oreochromis niloticus*</i> (Linnaeus, 1758)	1	<0,001	8	0,094	1	0,009	0	0	130	38,1	2	0,007	LC
<i>Crenicichla lacustris</i> (Casteulnau, 1855)	14	0,246	0	0	1	0,002	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	0	0	10	0,059	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
<i>Cichla kelberi*</i> Kullander & Ferreira, 2006	11	0,2	115	77,4	7	0,87	3	0,07	51	14,0	3	0,004	LC
<i>Apistogramma trifasciata*</i> (Eigenmann& Kennedy, 1903)	37	0,003	1	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	LC
PERCIFORMES													
Centropomidae													
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	0	0	0	0	13	2,90	8	0,32	8	0,078	9	0,008	LC
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,0011	LC
<i>Centropomus ensiferus</i> Poey, 1860	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
Gerreidae													
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier, 1830)	0	0	0	0	8	0,45	2	0,02	2	0,001	5	0,005	LC
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier 1829)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0,009	LC
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	<0,001	LC
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0,0014	LC
Sciaenidae													
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	<0,001	LC
<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek&Hildebrand, 1925	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0,0035	LC
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Jordan, 1889)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	169	6,34	LC
Haemulidae													
<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey, 1860)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
Sparidae													
<i>Archosargus sprobatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,001	LC
Trichiuridae													

<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,003	LC
PLEURONECTIFORMES													
Achiridae													
<i>Achirus lineatus</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0,0013	LC
<i>Achirus declivis</i> Chabanaud 1940	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
<i>Trinectes maculatus</i> (Bloch & Schneider 1801)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
<i>Trinectes micropthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	<0,001	LC
Paralichthyidae													
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	<0,001	LC
SCORPAENIFORMES													
Triglidae													
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
AULOPIFORMES													
Synodontidae													
<i>Synodus synodus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
TETRAODONTIFORMES													
Monacanthidae													
<i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<0,001	LC
Tetraodontidae													
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	<0,001	LC

No entanto, das 58 espécies de água doce nativas registradas no passado, foram apenas capturadas 39, não sendo reportadas 19 espécies coletadas anteriormente (Tab.2). Foi verificada a presença de 12 espécies não-nativas, que não foram coletadas na década de 80 pelos pesquisadores do Museu Nacional e nem por Bizerril (1995) no começo da década de 90. Das 12 espécies não-nativas reportadas atualmente, nove são espécies neotropicais: *Hoplosternum littorale*, *Metynnis lippincottianus*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Nannostomus beckfordi*, *Cichla kelberi*, *Colossoma macropomum*, *Cichlasoma dimerus*, *Apistogramma trifasciata* e *Astronotus ocellatus*. E três espécies do continente africano: *Clarias gariepinus*, *Oreochromis niloticus* e *Coptodon rendalli*.

Tabela 2. Presença e ausência de espécies de água doce capturadas no período passado (dados Museu Nacional, 1982-1983) e coletados no presente trabalho (período contemporâneo 2016-2017) no baixo curso do Rio São João. Origem nativa (NAT) e invasora (INV).

TÁXONS	Passado (1982-1983)	Contemporâneo (2016-2017)	Origem
Synbranchiformes			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i>	X	X	NAT
Clupeiformes			
Clupeidae			
<i>Platanichthys platana</i>	X	X	NAT
Characiformes			
Characidae			
<i>Astyanax giton</i>	X	X	NAT
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i>	X	X	NAT
<i>Astyanax hastatus</i>	X	X	NAT
<i>Astyanax intermedius</i>	X	X	NAT
<i>Astyanax janeiroensis</i>	X	X	NAT
<i>Astyanax parahybae</i>	X	X	NAT
<i>Astyanax taeniatus</i>	X	X	NAT
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	X	X	NAT
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	X	X	NAT
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	X	X	NAT
<i>Mimagoniates microlepis</i>	X	X	NAT
<i>Probolodus heterostomus</i>	X	X	NAT
<i>Spintherobolus broccae</i>	X		NAT
<i>Bryconamericus tenuis</i>	X	X	NAT
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	X	X	NAT
Crenuchidae			
<i>Characidium alipioi</i>	X	X	NAT
Anostomidae			
<i>Leporinus copelandii</i>	X	X	NAT
Curimatidae			
<i>Cyphocharax gilbert</i>	X	X	NAT
Lebisionidae			
<i>Nannostomus beckfordi</i>		X	INV
Serrasalminidae			
<i>Colossoma macropomum</i>		X	INV
<i>Metynnis lippincottianus</i>		X	INV
Bryconidae			
<i>Brycon insignis</i>	X	X	NAT
Erythrinidae			
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>		X	INV
<i>Hoplias malabaricus</i>	X	X	NAT
Siluriformes			

Clariidae			
<i>Clarias gariepinus</i>		X	INV
Pimelodidae			
<i>Pimelodella lateristriga</i>	X	X	NAT
<i>Imparfinis shubarti</i>	X	X	NAT
<i>Microglanis nigripinnis</i>	X		NAT
<i>Acentronichthys leptos</i>	X		NAT
Heptapteridae			
<i>Rhamdia quelen</i>	X	X	NAT
Auchenipteridae			
<i>Glanidium melanopterum</i>	X		NAT
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	X	X	NAT
Callichthyidae			
<i>Scleromystax barbatus</i>	X		NAT
<i>Corydoras nattereri</i>	X	X	NAT
<i>Callichthys callichthys</i>	X	X	NAT
<i>Hoplosternum littorale</i>		X	INV
Trichomycteridae			
<i>Trichomycterus sp.</i>	X		NAT
<i>Microcambeva barbata</i>	X		NAT
<i>Ituglanis parahybae</i>	X		NAT
<i>Homodiatus sp.</i>	X		NAT
Loricariidae			
<i>Ancistrus sp.</i>	X		NAT
<i>Hisonotus notatus</i>	X		NAT
<i>Schizolecis guntheri</i>	X		NAT
<i>Rinelocaria sp.</i>	X		NAT
<i>Hypostomus affinis</i>	X	X	NAT
<i>Loricariichthys castaneus</i>	X	X	NAT
<i>Otocinclus affinis</i>	X	X	NAT
<i>Parotocinclus maculicauda</i>	X	X	NAT
Gymnotiformes			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i>	X	X	NAT
<i>Gymnotus pantherinus</i>	X	X	NAT
Rhamphichthyidae			
<i>Eigenmannia virescens</i>	X	X	NAT
Hypopomidae			
<i>Brachypomus janeiroensis</i>	X	X	NAT
Cyprinodontiformes			
Poeciliidae			
<i>Phalloceros harpagos</i>	X	X	NAT
<i>Poecilia vivipara</i>	X	X	NAT
Rivulidae			
<i>Ophthalmolebias constanciae</i>	X		NAT

<i>Nematolebias whitei</i>	X		NAT
<i>Leptolebias cruzi</i>	X		NAT
<i>Atlantirivulus janeiroensis</i>	X		NAT
Gobiiformes			
Gobiidae			
<i>Awaous tajasica</i>	X	X	NAT
Cichliformes			
Cichlidae			
<i>Cichlasoma dimerus</i>		X	INV
<i>Geophagus brasiliensis</i>	X	X	NAT
<i>Coptodon rendalli</i>		X	INV
<i>Oreochromis niloticus</i>		X	INV
<i>Crenicichla lacustris</i>	X	X	NAT
<i>Cichla kelberi</i>		X	INV
<i>Apistogramma trifasciata</i>		X	INV
<i>Australoherus facetum</i>	X	X	NAT
<i>Astronotus ocellatus</i>		X	INV
Riqueza total	58	51	

A análise das curvas de rarefação indicou menor diversidade no componente de riqueza na área do reservatório (área II) por apresentar um menor número de espécies do que nas demais áreas, apesar de ter o maior número de indivíduos capturados. Tais observações confirmam a tendência de menor diversidade específica para a área dos bancos em relação às demais levando em consideração o ponto de corte de 500 indivíduos (Fig.3).

. De acordo com os dados estimados pelo Jackknife a área I foi amostrada em 87,7% do estimado (Jackknife 2 = 49,0 espécies; Chao 2 = 46,0 dp = 7,99). A eficiência da amostragem foi maior na área II (reservatório) com captura de 94,5 % do total esperado de espécies (Jackknife 2 = 24 espécies; Chao 2 = 22 espécies, dp = 3, 76). Na área III (retelinizada a jusante do reservatório) foi capturado 68,6 % do total de espécies estimado (Jackknife 2 = 43 espécies; Chao 2 = 34,0, dp = 9,86), enquanto na área IV (curso natural à jusante) foi coletado 59,5% do estimado (Jackknife 2 = 42 espécies; Chao 2 = 37,0, dp = 10,86). Na área V (retelinização inferior) foi coletado 67,3% do total de espécies estimado (Jackknife 2 = 43 espécies; Chao 2 = 33,0, dp = 8,46), enquanto na área VI (estuarina) foi coletado um total de 80,5% do estimado (Jackknife 2 = 73 espécies; Chao 2 = 66,0, dp = 7,81).

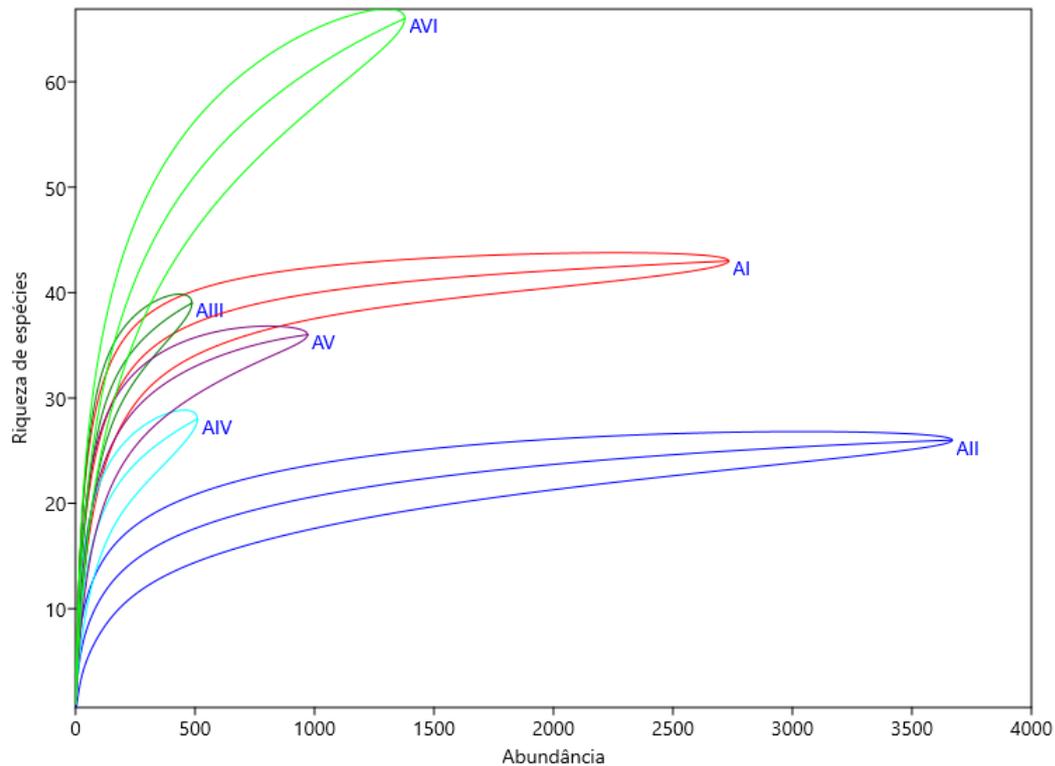


Figura 3. Curva de rarefação com distribuição de valores de riqueza de espécies nos diferentes trechos amostrados no Rio São João. Onde, AI- área preservada a montante da represa, AII- reservatório de Juturnaíba, AIII-área superior retelinizada, AIV- área com o curso natural, AV- área inferior retelinizada, AVI- área estuarina.

A área I possui a maior riqueza de espécies dulcícolas (42 espécies), sendo 36 delas nativas e seis não-nativas (Fig.4), as quais apresentaram uma baixa abundância relativa. No entanto, os índices de Simpson e de Equabilidade foram elevados nessa área (Tab. 2). As espécies com maior importância relativa na área I foram: *Trachelyopterus striatulus* (46,55%), *Loricariichtys castaneus* (17,95%), *Hoplosternum littorale* (13%). *Astyanax gr. bimaculatus* (5,58%), *Hoplias malabaricus* (4,77) *Cyphocharax gilbert* (3,04) e *Brycon insignis* (2,01).

Tabela 2. Média e desvio padrão dos descritores da comunidade das áreas de estudo do baixo curso do Rio São João, onde AI- área preservada a montante da represa, AII- reservatório de Juturnaíba, AIII-área superior retelinizada, AIV- área com o curso natural, AV- área inferior retelinizada, AVI- área estuarina.

DESCRITORES	AI	AII	AIII	AIV	AV	AVI
Riqueza	42 (22)	22 (8)	34 (13)	21 (8)	33 (14)	61 (24)
Dominância	0,0605 (0,0021)	0,4068 (0,0235)	0,07149 (0,0033)	0,1263 (0,0117)	0,09105 (0,0038)	0,06086 (0,0017)
Simpson	0,9395 (0,0015)	0,5932 (0,0234)	0,9285 (0,0341)	0,8737 (0,0634)	0,9089 (0,0247)	0,9391 (0,0165)
Equabilidade	0,8257 (0,0053)	0,4496 (0,0446)	0,8331 (0,0245)	0,7366 (0,3451)	0,7801 (0,0341)	0,7691 (0,0051)

A área II, que compreende o reservatório, apresentou os menores valores nos índices de Simpson e Equabilidade (Tab.2), sendo capturadas apenas 22 espécies, das quais oito não são nativas (Tab. 1) e todas são dulcícolas (Fig. 4). A espécie não-nativa *Cichla kelberi* apresentou o maior valor de IRR% (77%), enquanto as espécies nativas com maior importância relativa foram respectivamente *T. striatulus* (16%), *A. gr.bimaculatus* (3,3%) e *L. castaneus* (1,6%) (Tab.1).

As áreas III e V, localizadas à jusante da barragem, demonstraram semelhança na riqueza de espécies e nos valores de diversidade (Tabs.1 e 2), sendo reportadas 36 espécies de água doce e 10 espécies marinhas/estuarinas (Fig.4). As espécies não-nativas *Hoplosternum littorale*, *Metynnis lippincottianus*, *Clarias gariepinus* e *C. kelberi* apresentaram os maiores valores de importância relativa nestas áreas, representando 50,4% da abundância total das espécies de água doce capturadas. As espécies nativas de maior importância relativa foram respectivamente: *Geophagus brasiliensis*, *T. striatulus* e *H. malabaricus* (Tab.1). A área IV possui uma baixa riqueza de espécies, semelhante à área II (reservatório), no entanto possui uma equabilidade superior ao reservatório devido à baixa dominância de espécies (Tab.2). As espécies nativas de maior importância relativa foram: *G. brasiliensis* (18,8%) e *H. malabaricus* (11,67%). As espécies não-nativas mais importantes foram: *H. littorale* (28,65%) e *M. lippincottianus* (5,16 %) (Tab.1).

A área VI, que compreende o estuário, apresentou a maior diversidade (61 espécies) de espécies e apresentou os maiores valores do índice de diversidade de Simpson (Tab.2). Entretanto, nessa área predominaram espécies marinhas/estuarinas (n=51) e uma baixa

riqueza de espécies dulcícolas (n=10) (Fig. 4). As espécies que apresentaram maior importância relativa foram *Genidens genidens* com IR% 32%, *Stellifer brasiliensis*, com IR% 6,3% e *Anchoviaclupeoides*, com IR% 1,8 % (Tab. 1).

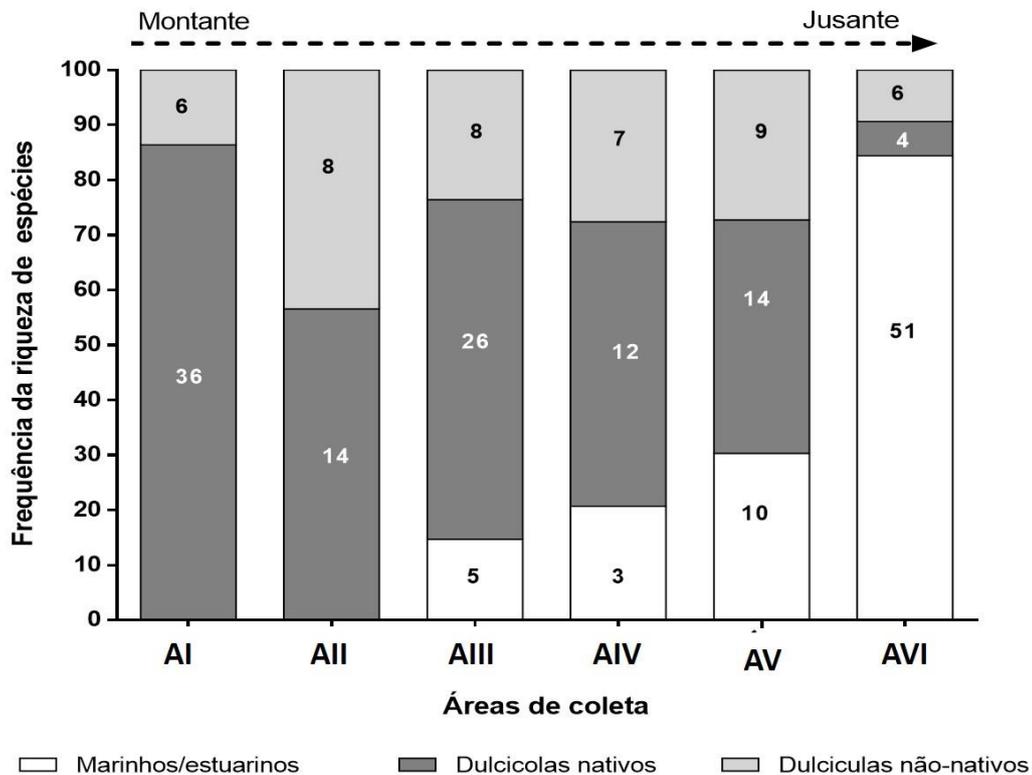


Figura 4. Frequência de espécies marinhas/estuarinas, dulcícolas nativas e dulcícolas invasores por área de coleta ($P > 0,999$). Os números dentro do gráfico informam o número de espécies. AI = área preservada a montante da represa; AII = reservatório de Juturnaíba; AIII = área superior retelinizada; AIV = área com o curso natural; V = área inferior retelinizada; VI = área estuarina.

DISCUSSÃO

Nossos resultados representam importantes informações quanto à atual composição de espécies no baixo curso do Rio São João, foi observado diferenças na composição e na estrutura das comunidades entre os trechos estudados. Todas as espécies marinhas/estuarinas registradas pertencem à famílias comuns em ambientes estuarinos do sudeste do Brasil (Andrade-Tubino *et al.*, 2008; Catellani *et al.*, 2013). Enquanto as espécies de água doce capturadas no baixo curso do Rio São João, são comuns a outras bacias do leste do Brasil, como a do Paraíba do Sul e do Macaé (Bizerril *et al.*, 2001, Teixeira *et al.*, 2005, Catellani *et al.*, 2013).

A ictiofauna nativa de água doce encontrada no baixo Rio São João equivale a aproximadamente 32% das espécies encontradas nas águas interiores do Estado do Rio de Janeiro. Foi confirmado o domínio de espécies das ordens Characiformes e Siluriformes,

as mais representativas em ambientes fluviais neotropicais (Reis *et al.*, 2003, Winemiller *et al.* 2008). A ordem Characiformes apresentou a maior diversidade, com 22 espécies capturadas. A espécie *Bryconamericus tenuis* é a única espécie endêmica da bacia do Rio São João (Bizerril & Araújo, 1992) e está listada como espécie em perigo de extinção (EN) (MMA, 2014). A alta diversidade encontrada da família Characidae está diretamente ligada à representatividade da família em águas continentais do Brasil (Lowe-McConnell, 1999, Reis *et al.*, 2003, Silva *et al.*, 2007, Lima *et al.*, 2017).

A família Stevardiinae foi representada por uma única espécie, *Mimagoniates microlepis*, espécie comumente encontrada em rios de Mata Atlântica, em áreas mais planas e florestadas (Oyakawa & Menezes, 2011) entre o estado de São Paulo e Espírito Santo. *Characidium alipioi* foi a única espécie de Crenuchidae capturada, sendo distinta no gênero por ocorrer em áreas de baixada, enquanto as demais são encontradas em áreas mais elevadas, com maior correnteza (Oyakawa & Menezes, 2011). O piau-vermelho (*Leporinus copelandii*) foi a única espécie capturada da família Anostomidae, o que corrobora com dados da bacia do Rio Macaé, onde também foi encontrada essa única espécie (Brito, 2007; Catellani *et al.*, 2013). É uma espécie considerada um “migrador de curta distância”, ou seja, que migra curtas distâncias para se reproduzir (Agostinho & Pelicice, 2007). Essa característica justificaria sua ocorrência, apesar do reservatório limitar sua distribuição na área represada e a jusante. A família Curimatidae foi representada pela espécie *Cyphocharax gilbert*, espécie comum a todas bacias do leste do estado do Rio de Janeiro (Oyakawa & Menezes, 2011). *Brycon insignis* foi a única espécie de Bryconidae registrada e se encontra Em Perigo de extinção (EN) (Brasil, 2015) em todas as bacias do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais e por esse motivo a espécie está inclusa no Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Aquáticas Ameaçadas de Extinção da bacia do Rio Paraíba do Sul (Polaz *et al.*, 2011).

Dentre as espécies não-nativas, registrou-se *Nannostomus beckfordi*, espécie da família Lebiasinidae, originária da bacia amazônica, cuja introdução em bacias do Estado de São Paulo foi mencionada por Oyakawa & Menezes (2011). É uma espécie ornamental (vulgo "peixe-lápis), criada e comercializada para aquarofilia, sendo os exemplares provavelmente originários de escapes ou de solturas. A família Serrasalmididae foi representada por duas espécies *Metynnis lippincottianus* e *Colossoma macropomum*, ambas de origem amazônica e possivelmente originárias de escapes de pisciculturas no entorno do Rio São João. Ota (2015) revisou a taxonomia do gênero *Metynnis* e concluiu que a espécie introduzida na bacia do Rio Paraíba do Sul (Moraes *et al.*, 2017) e lagoas

costeiras do estado do Rio de Janeiro (Di Dario *et al.*, 2013) trata-se de *Metynnis lippincottianus*, espécie congênere bastante similar e comumente confundida com *M. maculatus*. A família Erythrinidae foi representada por duas espécies: *Hoplias malabaricus* e *Hoplerythrinus unitaeniatus*, sendo a última introduzida, com origem na bacia amazônica (Evangelista *et al.*, 2010).

Os siluriformes de água doce foram representados por cinco famílias (Auchenipteridae, Heptapteridae, Callichthyidae, Loricariidae e Clariidae). A família Auchenipteridae foi representada apenas por *Trachelyopterus striatulus*, enquanto, a família Heptapteridae foi representada por três espécies (*Rhamdia quelen*, *Pimelodella lateristriga*, *Imparfinis schubarti*). Três espécies da família Callichthyidae foram capturadas, sendo duas nativas, *Corydoras nattereri* e *Callichthys callichthys*, e a espécie não-nativa *Hoplosternum littorale*, que apresenta ampla distribuição, segundo Reis (1997), mas considerada de ocorrência recente nas bacias litorâneas do Rio de Janeiro (Moraes *et al.*, 2017).

A família Loricariidae foi composta por quatro espécies pertencentes a três subfamílias (Hypostominae, Loricariinae e Hypoptopomatinae). *Hypostomus affinis* foi o único representante da subfamília Hypostominae, como também *Loricariichthys castaneus*, da subfamília Loricariinae. A subfamília Hypoptopomatinae foi representada por *Othothyris lophophanes* e *Parotocinclus maculicauda*, espécies comumente encontradas em rios de Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro, em áreas mais planas e florestadas (Oyakawa & Menezes, 2011; Leitão *et al.*, 2015). A família Clariidae foi representada por *Clarias gariepinus*, espécie nativa do continente africano e também ocorre em partes da Ásia, como Israel, Síria e sul da Turquia (Weyl *et al.*, 2016). Na década de 1990, *C. gariepinus* foi introduzida para cultivo em tanques na Europa, Ásia e América Latina, incluindo o Brasil (Weyl *et al.*, 2016). No Estado do Rio de Janeiro, os primeiros registros foram na bacia do Rio Paraíba do Sul (Bizerril & Primo, 2001; Dias *et al.*, 2010) e no Rio Macaé (Catelani *et al.*, 2013).

A área mais preservada a montante do reservatório (área I), apresentou a maior riqueza de espécies exclusivamente de água doce, sendo registradas 42 espécies, das quais 36 são nativas da bacia inventariadas por Bizerril (1995) na década de 90. Também foi registrada baixa abundância e frequência de espécies não-nativas quando comparadas às demais. Algumas espécies de pequeno porte foram registradas exclusivamente nessa área como: *Astyanax parahybae*, *Probolodus heterostomus*, *Bryconamericus tenuis*, *Mimagoniates microlepis*, *Characidium alipioi*, *Imparfinis schubarti*, *Corydoras nattereri*,

Otothyris lophophanes, *Parotocinclus maculicauda* e *Australoheros facetus*. Somente nesse trecho foi verificada a frequência de espécies migradoras *Leporinus copelandii* e *Brycon insignis*. *B. insignis* é uma espécie extremamente exigente em termos de qualidade de habitat para a reprodução e alimentação (Honji *et al.*, 2017). Apenas nesta área esta espécie apresentou um índice de importância relativa superior às demais áreas, o que demonstra sua importância para conservação desta espécie, provavelmente relacionada à presença de mata ciliar e de uma planície alagável, fundamentais para o ciclo de vida da espécie (Honji *et al.*, 2017).

O reservatório (área II) possui baixa diversidade de espécies com alta dominância de espécies não-nativas, principalmente da ordem Cichliformes. As espécies dessa ordem são estrategistas em equilíbrio, possuindo baixa fecundidade e presença de cuidado parental (Winemiller *et al.*, 2005), características que favorecem a adaptação em ambientes alterados e a estabilidade hidrológica nos reservatórios (Tedesco *et al.*, 2008; Ferreira *et al.*, 2014). A dominância de espécies com essas estratégias em ambientes alterados já foi reportada em outros trabalhos em sistemas Neotropicais, principalmente na bacia do rio Paraná (e.g. Suzuki *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007, Pelicice & Agostinho 2009; Pelicice *et al.*, 2017). *Cichla kelberi* apresentou o maior valor de abundância e de importância relativa nesta área, fato preocupante por ser uma espécie topo de cadeia. A espécie *Oreochromis niloticus* é cultivada em tanques rede no reservatório desde 2015, o que facilita o estabelecimento da espécie devido à maior pressão de propágulos (Blackburn *et al.*, 2011). Segundo Agostinho *et al.* (2008), a espécie só se estabeleceu em reservatórios do Rio Tietê após a intensificação de cultivos em tanques rede, aumentando assim a pressão de propágulos. De acordo com pescadores locais do Rio São João, as capturas nos últimos dois anos aumentaram, podendo o presente estudo constituir-se no primeiro registro do reflexo do cultivo *in situ* sobre o ambiente natural. Outro ciclídeo que se estabeleceu recentemente no reservatório foi *Cichlasoma dimerus*, da qual pouco se sabe a respeito da própria introdução e de sua biologia na bacia. Somente nesta área foi também registrada a presença de *Astronotus ocellatus* e *Coptodon rendalli*, embora em baixa abundância de indivíduos. Pescadores locais afirmam que ambas as espécies teriam sido introduzidas recentemente na área. Algumas espécies de ciclídeos nativas da região, tais como *Geophagus brasiliensis*, *Crenicichla lacustris* e *Australoheros facetus*, não foram registradas no reservatório, sendo plausível a hipótese de terem desaparecido da área por competição com as espécies de ciclídeos não-nativas, dada a aparente sobreposição de

nichos ou simplesmente por não conseguirem se adaptar ao novo ambiente de baixa complexidade estrutural.

As áreas III e V, ambas retilizadas e localizadas a jusante da barragem, apresentaram riqueza de espécies semelhante (34 e 33 espécies respectivamente), sendo observada baixa dominância e abundância de espécies nativas. Foi notável o grande número de espécies não-nativas registrado, sendo muitas dessas espécies anteriormente reportadas na Bacia do Rio Paraíba do Sul (Moraes *et al.*, 2017).

A área IV, pertencente ao curso natural do rio a jusante do reservatório, possui a menor riqueza de espécies quando comparada às demais áreas. Esse resultado não era esperado, uma vez que apresenta ambiente mais estruturado e heterogêneo, mas a profundidade elevada desta área pode ter diminuído a eficiência das capturas, o que levaria a uma subestimativa do número de espécies obtidas.

Todas as espécies marinhas/estuarinas registradas pertencem a famílias comuns em ambientes estuarinos do sudeste do Brasil (Andrade-Tubino *et al.* 2008; Catellani *et al.* 2013). A alta riqueza de espécies/marinhas e estuarinas na área VI está diretamente relacionada à maior influência marinha, sendo registrados os maiores valores de salinidade nesta área. Foram registradas apenas 10 espécies de água doce, restritas ao período chuvoso, sendo que dessas, duas são espécies nativas da bacia: *Geophagus brasiliensis* e *Poecilia vivipara*, ambas pertencentes a famílias com ancestralidade marinha; secundárias de água doce (*sensu* Myers, 1937), enquanto as outras quatro são não-nativas. É plausível que a ocorrência dessas espécies esteja relacionada ao aumento da vazão do rio pela abertura das comportas da represa nessa época do ano, sendo registrados valores de salinidade próximo a zero na foz do rio. As espécies que apresentaram maior importância relativa foram *Genidens genidens*, *Stellifer brasiliensis* e *Anchovia clupeioides*, sendo estas dominantes e abundantes em áreas estuarinas de todo o Estado do Rio de Janeiro (Andrade-Tubino *et al.*, 2008). Foram registradas duas espécies ameaçadas, uma da família Ariidae, *Genidens barbatus*, enquadrada como em perigo (EN), e *Dormitator maculatus*, espécie categorizada como vulnerável (VU) (Brasil, 2015). Algumas espécies marinhas/estuarinas, como *Centropomus parallelus*, *Genidens genidens*, *Mugil liza*, *Mugil curema*, *Eugerres brasiliensis* e *Caranx latus* foram capturadas desde o estuário (área VI) até o vertedouro da barragem de Juturnaíba (área III), compreendendo uma distância de 42 km entre as áreas de coleta. Essa ampla distribuição se deve a sua condição de espécies eurihalinas, ou seja, com capacidade fisiológica de se aclimatarem a grandes variações de salinidade e até mesmo sobreviverem em ambiente dulcícola (Sheaves *et al.*, 2007).

Foi verificada uma grande mudança na composição de espécies quando comparados os dados atuais com os do Museu Nacional e de Bizerril (1995). Das 52 espécies de água doce nativas registradas anteriormente para o trecho da bacia do Rio São João estudado, apenas foram capturadas 38 espécies remanescentes desta comunidade de peixes. No entanto, foi registrado doze espécies não-nativas, demonstrando que as introduções na bacia possuem uma história recente, não existindo registros de espécies não-nativas no estudo realizado por Bizerril (1995) na década de 90. Os primeiros registros documentados ocorreram no começo dos anos 2000, de apenas três espécies (*C. kelberi*, *C. gariepinus* e *O. niloticus*) (Mendonça, 2004). A espécie *C. kelberi* foi introduzida 18 anos atrás no reservatório por pescadores amadores (Mendonça, *et al.*, 2018), e, atualmente se tornou a espécie mais abundante nessa área. Pouco se sabe do histórico de introduções das demais espécies; elas estão certamente relacionadas a escapes de pisciculturas ou a solturas ilegais por pescadores amadores (Vitule & Simberloff, 2009; Magalhães & Vitule, 2013; Orsi & Briton 2014; Saint-Paul, 2017). O incentivo governamental para essas atividades e a falta de uma legislação eficiente para a criação, manejo e combate de espécies não-nativas (Pelicice *et al.*, 2017; Azevedo Santos *et al.*, 2017) tornam essas atividades os principais vetores na região neotropical (Pelicice *et al.*, 2014; Saint-Paul, 2017; Casimiro *et al.*, 2018).

A proximidade do reservatório de Juturnaiba com a região metropolitana do Rio de Janeiro, um dos maiores centros urbanos do Brasil, pode ser outro fator que contribuiu para as introduções.. Muitos estudos relatam correlações positivas entre a distribuição de espécies introduzidas com a densidade populacional humana, urbanização e infraestrutura (Lockwood *et al.*, 2005; McKinney, 2006; Leprieur *et al.*, 2008). Os reservatórios, de um modo geral, são considerados por diversos autores como um importante centro de invasão e dispersão (Clavero *et al.*, 2005; Rahel, 2007; Johnson *et al.*, 2008, Hermoso *et al.*, 2011, Vitule *et al.*, 2012), com estudos de caso descritos nas bacias do Iguaçu e Paraná (Daga & Gubiani, 2012, Daga *et al.*, 2015) e no rio Tietê (Petesse & Petrere, 2012).

Os resultados encontrados são bastantes preocupantes, já que espécies invasoras podem causar grandes impactos à ictiofauna nativa, devido à potencial competição, a qual pode estar levando à diminuição de algumas populações ou até mesmo à extinção local de espécies nativas (Olden, 2006, Vitule *et al.*, 2009; Pelicice *et al.*, 2017). Os impactos ecológicos e socioeconômicos e o grau de estabelecimento das espécies não-nativas na bacia não são conhecidos, no entanto, muitas das espécies possuem características de invasores bem-sucedidos (Lowe *et al.*, 2000). Como estratégias reprodutivas diferenciadas (ex: cuidado parental dos ciclídeos), tolerância a extremos ambientais (ex: a capacidade de

sobrevivência em baixas concentrações de oxigênio de (*C. gariepinus* e *H. littorale*), plasticidade em aspectos de sua história de vida e alta competitividade com as espécies nativas (Marchetti *et al.*, 2006; García-Berthou, 2007; Cucherousset & Olden, 2011). Além de todas essas características, muitas são originárias de áreas com alta riqueza de espécies, como a bacia Amazônica, sendo assim pré-selecionadas a sobreviverem em ambientes altamente competitivos, o que permite maior facilidade de adaptação e estabelecimento fora do ambiente de origem (Fitzgerald *et al.*, 2016).

CONCLUSÕES

Nossos resultados representam importantes informações quanto à atual composição de espécies no baixo curso do Rio São João, que apresentou uma riqueza de 102 espécies, 45 famílias e 19 ordens, sendo composta por 51 espécies de água doce e 51 espécies marinhas estuarinas. Foi verificado um decréscimo de espécies nativas de água doce quando comparado com dados pretéritos da década de 80, no entanto, foi registrado doze espécies não-nativas, demonstrando que as introduções na bacia possui uma história recente de introduções, não existindo registros destas espécies no estudo realizado por Bizerril (1995) na década de 90. A comunidade apresentou diferenças de composição e estrutura nos trechos estudados. Destaca-se o registro de doze espécies não-nativas, que não tinham sido reportadas em estudos anteriores na região. Algumas espécies não-nativas apresentaram alta importância relativa no reservatório e na área retelinizada, sendo que estas áreas apresentaram baixa riqueza e representatividade de espécies nativas, o que sugere que fatores associados a alterações do hábitat estruturaram a comunidade de peixes a nível local. Por outro lado, o estudo demonstrou que as áreas mais conservadas como a localizada à montante do reservatório e a estuarina apresentaram maior riqueza e maior dominância de espécies nativas, enquanto as áreas que sofreram algum tipo de alteração hidrológica apresentaram uma maior dominância de espécies não-nativas. Os resultados encontrados corroboram com outros estudos que demonstram que ambientes modificados são mais favoráveis ao estabelecimento de espécies não-nativas. Apesar de local, este estudo representa um subsídio para a compreensão da estruturação de espécies em ambientes alterados de natureza semelhante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R.; Thieme M. L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas S. C.; Bussing, W.; Stiassny, M. L. J.; Skelton, P.; Allen, G. R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Sindorf, R. N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, E.; Heibel, T. J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H. L.; Reis, R. E.; Lundberg, J. G.; Pérez, M. H. S.; Petry, P.C. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58: 403–414.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M. & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 1119-1132.
- Andrade-Tubino, M. F.; Ribeiro, A. L. R; Vianna, M. (2008). Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis*. 12(4): 640–661.
- Azevedo-Santos, V. M.; Fearnside, P. M.; Oliveira, C. S.; Padial, A. A.; Pelicice, F. M.; Lima, D. P.; Vitule, J. R. S. (2017). Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26: 1745–1752.
- Bae, M.; Murphy, C. A. & García-Berthou, E. (2018). Temperature and hydrologic alteration predict the spread of invasive Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Science of the Total Environment*, 639:58–66.
- Bailly, D.; Cassemiro, F .A. S.; Winemiller, K. O.; Diniz-Filho, J. A. F.; Agostinho, A. A. (2016). Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human modified systems. *Journal of Biogeography*, 43:1679-1689.
- Brasil (2015). "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos". PORTARIA MMA Nº 163, DE 08 DE JUNHO DE 2015, Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- Belliard, J.; Berrebi, R. T. & Monnier, D. (1999). Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal. *Hydrobiologia*, 400:155-166.
- Bizerril, C. R. S. F. & Araújo, P. M. (1992). Description d'une nouvelle espèce du genre *Bryconamericus* (Characidae, Tetragonopterinae) du Brésil Oriental. *Revue française Aquariology*, 19(3): 65-68.
- Bizerril, C. R. F. S. (1995). Análise da distribuição da ictiofauna de uma bacia hidrográfica do leste brasileiro. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 38(2): 477-499.

- Bizerril, C. R. S. F. & Primo, P. B. S. (2001). Peixes de Águas Interiores do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: FEMAR - SEMADS. 417p.
- Blackburn, T. M.; Pyšek, P.; Bacher, S.; Carlton, J. T.; Duncan, R. P.; Jarošík, V.; Wilson, J. R. U. & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26, 333–339.
- Casimiro, A. C. R.; Garcia, D. A. Z.; Vidotto-Magnoni, A. P.; Britton, J. R.; Agostinho, A. A.; Almeida, F. S.; Orsi, M. L. (2018). Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia*, 35: e14638.
- Catelani, P. A.; Petry, A. C.; Di Dario, F.; Macedo dos Santos, V. L.; Mincarone, M. M. (2013) Fishes of the estuarine region of the Macaé River. *Check List*. 10(4): 927–935.
- Clavero, M. & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecology Evolution* 20: 110.
- Cucherousset, J. & Olden, J. D. (2011). Ecological impacts of non-native fresh water fishes. *Fisheries*, 36 (5): 215-230.
- Daga, V. S. & Gubiani, E. A. (2012). Variations in the endemic fish assemblage of a global freshwater ecoregion: Associations with introduced species in cascading reservoirs. *Acta Oecologica*, 41: 95-105.
- Daga, V. S.; Skóra, F.; Padial, A. A.; Abilhoa, V.; Gubiani, E. A. & Vitule, J. R. S. (2015) Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746: 327-347.
- Di Dario, F.; Petry, A. C.; Pereira, M. M. S.; Mincarone, M. M.; Agostinho, L.S.; Camara, E. M.; Caramaschi, E. P.; Britto, M. R. (2013). An update on the fish composition (Teleostei) of the coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba National Park and the Imboassica Lagoon, northern Rio de Janeiro State. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 25(3): 257-278.
- CILSJ, (2002). *Bacia Hidrográficas dos Rio São João e Rio das Ostras (Águas, Terras e Conservação Ambiental)*. Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Rio de Janeiro, 178p.
- Evangelista, L. M.; Klein, G. F.; Schulz, U. H. & Albornoz, P. L. (2010). Primeiro registro e aspectos ecológicos de *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Agassiz, 1829) (Characiformes, Erythrinidae) como espécie introduzida na Bacia do Rio dos Sinos, RS, Brasil. *Biota Neotropical*, 10(3): 33-37.

- Ferreira, D. G.; Galindo, B.; Silva, W. F.; Almeida, F. S., Sofia, S. H. (2014). Genetic structure of Neotropical sedentary fish revealed by AFLP, microsatellite and mtDNA markers: a case study. *Conservation Genetics*. 1-6.
- Fitzgerald, D. B.; Tobler, M. & Winemiller, K.O. (2016). From richer to poorer: successful invasion by freshwater fishes depends on species richness of donor and recipient basins. *Global Change Biology*, 22: 2440–2450.
- Fricke, R.; Eschmeyer, W. N. & Van der Laan, R. (eds) (2019). Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed dd mmm 2019.
- García-Berthou, E. (2007). The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *Journal of Fish Biology*, 71: 33-35.
- Hermoso, V., Ward, D.P. & Kennard, M.J. (2013). Prioritizing refugia for freshwater biodiversity conservation in highly seasonal ecosystems. *Diversity and Distributions*, 19: 1031–1042.
- Honji, R. M.; Tolussi, C.E.; Caneppele D.; Polaz, C. N.M.; Hilsdorf, A. W. S.; Moreira R.G. (2017). Biodiversity and conservation of threatened ichthyofauna of the Paraíba do Sul river basin. *Revista da Biologia*. 17(2):18-30.
- Jackson, R. B.; Carpenter, S. R.; Dahm C. N.; McKnight D. M.; Naiman, R. J.; Postel S. L.; Running S.W. (2001). Water in a changing world. *Ecological Applications*, 11:1027-1045.
- Johnson, T. J. P.; Olden, D. J. & Zanden, M. J. V. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecological Environment*, 6 (7): 357-363.
- Jurajda, P., (1995). Effect of channelization and regulation on fish recruitment in a flood plain river. *Restoration Management*, 10: 207-215.
- Leitão, R. P.; Sánchez-Botero, J. V.; Kasper, D.; Trivério-Cardoso, V.; Araújo, C. M.; Zuanon, J.; Caramaschi, E. P. (2015). Microhabitat segregation and fine ecomorphological dissimilarity between two closely phylogenetically related grazer fishes in an Atlantic Forest stream, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 98 (9): 2009–2019.
- Leprieur, F.; Beauchard, O.; Blanchet, S.; Oberdorff, T.; Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology*, 6: 404-410.

- Lévêque, C.; Oberdorff, T.; Paugy, D.; Stiassny, M. L. J.; Tedesco, P. A. (2008). Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. *Hydrobiologia*, 595: 545–567.
- Lima, F.C.T. (2017). A revision of the cis-andean species of the genus *Brycon* Müller & Troschel (Characiformes: Characidae). *Zootaxa*, 4222:1.
- Lockwood, J.L.; Cassey, P. & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 223-228.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. (2000). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database*. Auckland: Invasive Species Specialist Group.
- Lowe-McConnell, L. R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 584p.
- Lundberg, J.G.; Kottelat, M.; Smith, G.R.; Stiassny, M. & Gill, A.C. (2000). So many fishes, so little time: An overview of recent ichthyological discovery in continental waters. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87: 26-62.
- McKinney, M. L. & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453.
- Magalhães, A. L. B. & Vitule, J. R. S. (2013). Aquarium Industry Threatens Biodiversity. *Science*, 341: 457.
- Marçal, M.; Brierley, G.; Lima, R. (2017). Using geomorphic understanding of catchment-scale process relationships to support the management of river futures: Macaé Basin, Brazil. *Applied Geography*, 84: 23–41.
- Marchetti, M. P.; Lockwood, J. L. & Light, T. (2006). Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. *Biological Conservation*, 127: 2130-318.
- Mazzoni, R., Figueiredo, C. A. & Enrici, M. C. (2009). Organismos aquáticos nos sistemas fluviais do Estado do Rio de Janeiro” p:153-174. In: Bergallo, H.G., Fidalgo E.C.C., Rocha, C.F.D., et al. *Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade do estado do Rio de Janeiro*. Instituto Biomas. Rio de Janeiro. 344p.
- Mendonça, H.S. (2004). *Caracterização e afinidade da ictiofauna no reservatório de Juturnaíba, em Silva Jardim, Estado do Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Mendonça, H. S.; Santos, A. C. A.; Martins, M. M.; Araújo, G. F. (2018). Size-related and seasonal changes in the diet of the non-native *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira,

2006 in a lowland reservoir in the southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 18(3): e20170493.

- Mims, M. C. & Olden, J. D. (2013). Fish assemblages respond to altered flow regimes via ecological filtering of life history strategies. *Freshwater Biology* 58: 50–62.
- Moraes, M. B.; Polaz, C. N. M.; Caramaschi, E. P.; Junior, S.S.; Souza, G.; Carvalho, F.L. (2017). *Espécies exóticas e alóctones da bacia do rio Paraíba do Sul: implicações para a conservação*. In: C.N.M Polaz, K.T. Ribeiro, F.A. Oliveto (eds): *Conservação de peixes continentais e manejo de unidades de conservação*. Brasília, Biodiversidade Brasileira, pp. 35-55.
- Moulton, T. P.; Souza, de M.L. & Franco de Oliveira, A. (2007). Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation*, 2 (1) 28-35.
- Nakatani, K.; Agostinho, A. A.; Baumgartner, G.; Bialecki, A.; Sanches, P.V., Makrakis, M. C. & Pavanelli, C. S. (2001). *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. EDUEM, Maringá. 378 p.
- Nelson, J. S.; Grande, T.C.; Wilson, M.V.H. (2016). *Fishes of the World*, 5th Edition. 751 pp.
- Nilsson, C.; Reidy, C.A.; Dynesius, M.; Revenga, C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308: 405-408.
- Olden, J. D.; Poff, N. L.; Bestgen, K. R. (2006). Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River basin. *Ecological Monographs*, 76(1): 25–40.
- Orsi, M. L. & Britton, J. R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*, 84: 1964-1970.
- Ota, R. P. (2015). Revisão taxonômica e Filogenia morfológica de *Metynnis* Cope, 1878 (Characiformes: Serrasalminidae). Tese (Doutorado em Biologia de Água Doce e Pesca Interior). Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas – INPA. 478 p.
- Pelicice, F. M. & Agostinho, A. A. (2009). Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions*, 11: 1789–1801.
- Pelicice, F. M.; Latini, J. D.; Agostinho, A. A. (2014). Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia*, 746: 271–283.
- Pelicice, F. M.; Azevedo-Santos, V. M.; Vitule, J. R. S.; Orsi, M. L.; Lima Junior, D. P.; Magalhães, A. L. B.; Pompeu, P. S.; Petrere Junior, M.; Agostinho, A. A. (2017).

- Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 1–15.
- Pettesse, M. L. & Petrere Jr., M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48: 109-116.
- Poff, N. L. & Zimmerman, J. K. H. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55: 194–205.
- Pollock, M. M.; Beechie, J. M.; Wheaton, C. E.; Jordan, N.; Bouwes, N.; Weber, C.; Volk. (2014). Using beaver dams to restore incised stream ecosystems. *BioScience*, 64:279–290.
- Polaz, C. N. M.; Bataus Y. S. L.; Desbiez, A.; Reis, M. L. (2011). *Plano de ação nacional para a conservação das espécies aquáticas ameaçadas de extinção da Bacia do Rio Paraíba do Sul*. Brasília: ICMBio. Série Espécies Ameaçadas, nº. 16,140 p.
- Rahel, F.J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology*, 52: 696-710.
- Reis, R. E. (1997). Revision of the neotropical catfish genus *Hoplosternum* (Ostariophysi: Siluriformes: Callichthyidae), with the description of two new genera and three new species. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 7: 299-326.
- Reis, R. O.; Kullander, S. O. & Ferraris, C. J. (2003). *Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America*. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Saint-Paul, U. (2017). Native fish species boosting Brazilian's aquaculture development. *Acta Fish Aquatic Research*. 5:1–9
- Sheaves, M.; Johnston, R.; Molony, B. & Shepard, G. (2007). The effect of impoundments on the structure and function of fish fauna in a highly regulated dry tropics estuary *Estuaries and Coasts*, 30: 507–517.
- Strayer, D. & Dudgeon D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1): 344-358.
- Suzuki, H. I.; Bulla, C. K. & Agostinho, A. A. (2005). *Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios*. In: *Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais)* (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A. A.; Agostinho & L. C. Gomes, eds.). p.223-236. RiMa, São Carlos.
- Teixeira, T. P.; Pinto, B. C. T.; Terra, B. F.; Estiliano, E. O.; Garcia, D.; Araújo, F. G. (2005). Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia Série. Zoologica.*, Porto Alegre, 95(4):347-353.

- Verreth, J., Eding, E. H., Rao, G. R. M., Huskens, F., Segner, H. (1993). A review of feeding practices, growth and nutritional physiology in larvae of the catfishes *Clarias gariepinus* and *Clarias batrachus*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 24(2): 135-144.
- Vitule, J. R. S., Freire, C. A. & Simberloff, D. (2009). Introduction of nonnative freshwater fish can certainly be bad. *Fish and Fisheries* 10, 98–108.
- Vitule, J. R. S., Skóra, F. & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18: 111-120.
- Vorosmarty, C. J.; McIntyre, P. B.; Gessner, M. O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S. E.; Sullivan, C. A.; Liermann, C. R.; Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467:555–561.
- Weyl, O. L. F.; Daga, V. S.; Ellender, B. R. & Vitule, J. R. S. (2016). A review of *Clarias gariepinus* invasions in Brazil and South Africa. *Journal of Fish Biology*, 89: 386–402.
- Winemiller, K. O. (2005). Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:872– 885.
- Winemiller, K. O.; Agostinho, A. A.; Caramaschi, E. P. (2008). *Fish Ecology in Tropical Streams*. In: Dudgeon D (ed) *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, London, pp 107-146.

ANEXOS

Tabela 1. Lista parcial de espécies do Rio São João tombadas na coleção Ictiológica do NUPEM/UFRJ

ESPÉCIES TOMBADAS	Código	CP Min-Max (mm)	Código de campo	Numero de tomo
<i>Myrophis punctatus</i> Lütken 1852	SJ53	225 TL	PAC2016111801	NPM4908
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau 1855)	SJ63	240 TL	PAC2016011801	NPM4907
<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson 1839)	SJ34	125 - 145	PAC2016011501	NPM4829
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz 1829)	SJ31	165 - 180	PAC2016011501	NPM4830
<i>Astyanax bimaculatus</i> (Linnaeus 1758)	SJ21	68 - 74	PAC2016011601	NPM4831
<i>Astyanax giton</i> Eigenmann 1908	SJ1	24 - 29	PAC2016051303	NPM4832
<i>Astyanax janeiroensis</i> Eigenmann 1908	SJ55	72	PAC2016112101	NPM4909
<i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann 1908	SJ36	92	PAC2016012104	NPM4868
<i>Astyanax</i> sp1.	SJ40	115	PAC2016011702	NPM4869
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis 1911	SJ62	11--32	PAC2016011702	NPM4910
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger 1887)	SJ61	20--35	PAC2016111901	NPM4911
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier 1829)	SJ45	140 - 164	PAC2016012104	NPM4872
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard 1824)	SJ47	148	PAC2016012104	NPM4873
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	SJ5	130	PAC2016012104	NPM4833
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	SJ30	230	PAC2016031804	NPM4834
<i>Metynnus lippincottianus</i> (Cope 1870) *	SJ50	105 - 115	PAC2016112203	NPM4906
<i>Aspistor luniscutis</i> (Valenciennes 1840)	SJ43	220	PAC2016011501	NPM4867
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz 1829)	SJ23	160 - 200	PAC2016011501	NPM4835
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier 1829)	SJ25	125 - 165	PAC2016011601	NPM4836
(Hancock 1828)*	SJ12	70	PAC2016031703	NPM4837
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1877)	SJ33	210	PAC2016051604	NPM4838
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau 1855)	SJ32	275 - 290	PAC2016011702	NPM4839
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner 1877)	SJ24	145 - 160	PAC2016011702	NPM4840
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell 1822) *	SJ19	345	PAC2016051302	NPM4841

<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus 1758	SJ17	240	PAC2016031603	NPM4842
<i>Eigenmannia virescens</i> Valenciennes 1936	SJ41	285 - 300TL	PAC2016012104	NPM4870
<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	SJ6	215	PAC2016012104	NPM4844
<i>Mugil liza</i> Valenciennes 1836	SJ58	342 - 370	PAC2016112204	NPM4912
<i>Syngnathus</i> sp.	SJ11	97	PAC2016051201	NPM4845
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy&Gaimard 1825)	SJ49	38 - 62	PAC2016011501	NPM4875
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum 1792)	SJ14	111 - 112	PAC2016011501	NPM4846
<i>Nannostomus beckfordi</i> Günther, 1872	SJ35	15 - 30	PAC2016012004	NPM4876
<i>Poecilia vivípara</i> Bloch & Schneider 1801	SJ56	19	PAC2016011702	NPM4913
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier 1833	SJ7	52 - 75	PAC2016011501	NPM4847
<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	SJ42	55 - 60	PAC2016011501	NPM4877
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	SJ20	90	PAC2016051302	NPM4848
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch 1793)	SJ15	26 - 59	PAC2016011501	NPM4849
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus 1766)	SJ2	190	PAC2016011501	NPM4850
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus 1758)	SJ48	12-- 45	PAC2016011501	NPM4865
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes 1837)	SJ60	49	PAC2016111801	NPM4914
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert 1882)	SJ4	24	PAC2016051201	NPM4851
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas 1770)	SJ10	110	PAC2016010501	NPM4852
<i>Cichla kelberi</i> Kullander& Ferreira 2006		180	PAC2016031503	NPM4862
<i>Cichlasoma dimerus</i> (Heckel, 1840) *	SJ3	135	PAC2016051604	NPM4853
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau 1855)	SJ8	200	PAC2016012104	NPM4854
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	SJ9	150 - 155	PAC2016011903	NPM4855
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758) *	SJ57	50 - 78	PAC2016011702	NPM4916
<i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860	SJ29	150	PAC2016011501	NPM4856
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)	SJ28	136	PAC2016011702	NPM4857
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier 1829)	SJ64	47	PAC2016111901	NPM4929
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard 1855	SJ39	25 - 60	PAC2016011501	NPM4864

<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker 1863)	SJ44	65 - 68	PAC2016011501	NPM4863
<i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier 1830)	SJ38	36 - 52	PAC2016011501	NPM4866
<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand 1925	SJ51	136	PAC2016111901	NPM4917
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz 1945)	SJ16	121 - 159	PAC2016011501	NPM4858
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus 1758)	SJ54	30 - 38	PAC2016111901	NPM4918
<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud 1928)	SJ22	18 - 30	PAC2016051201	NPM4859
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915)	SJ59	42 - 72	PAC2016111901	NPM4919
<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh 1900	SJ27	110 - 116	PAC2016011601	NPM4860
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus 1758)	SJ13	23 - 49	PAC2016051201	NPM4861

CAPÍTULO II

**HOMOGENEIZAÇÃO DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE ÁGUA DOCE DO
BAIXO CURSO DO RIO SÃO JOÃO-RJ: UM RIO COSTEIRO NEOTROPICAL
IMPACTADO POR ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS**

RESUMO

Diversos estudos associam alterações hidrológicas de origem antrópica à homogeneização biótica, por ambas promoverem mudanças na composição da ictiofauna nativa e o estabelecimento de espécies invasoras. Na região sudeste do Brasil, o Rio São João constitui um exemplo emblemático de ecossistema que passou por profundas alterações hidrológicas. Pouco se sabe sobre como essas ações afetaram a composição da ictiofauna local, principalmente por falta de registros históricos com coletas padronizadas na região. No entanto, os avanços metodológicos permitem a análise da diversidade beta sem a utilização de dados pretéritos da comunidade, através da pré-definição de áreas em função do grau de impacto antrópico podem ser importantes indicadores regionais de mudanças na composição de espécies quando comparados a áreas mais conservadas. Em virtude disso, as seguintes questões podem ser feitas, considerando a origem comum das áreas ou ambientes atuais: (i) espécies não-nativas predominam em áreas alteradas enquanto as nativas predominam em ambientes mais conservados? (ii) as espécies não-nativas interferem nos valores de diversidade beta? (iii) a diversidade beta é alterada nas diferentes áreas pré-estabelecidas em função das alterações hidrológicas, gerando homogeneização biótica? A utilização de paisagens pré-definidas em função das alterações ambientais, e da análise de dados com a presença e ausência de espécies não-nativas, permitiram gerar importantes informações sobre o processo de homogeneização biótica na região de estudo. Embora não possamos inferir a influência direta das alterações hidrológicas na composição das assembleias atuais, os resultados encontrados são fortes indicadores do processo de homogeneização biótica nas áreas alteradas. Estas áreas apresentaram maior similaridade entre suas assembleias e maior importância relativa de espécies não-nativas. Os novos ambientes formados com as alterações hidrológicas são estruturalmente mais homogêneos, e as novas condições ambientais impostas filtraram um conjunto semelhante de espécies e permitiu o estabelecimento de espécies não-nativas, gerando assembleias mais homogêneas. Esses resultados suportam a hipótese de que o impacto das alterações hidrológicas permitiu os processos de invasão e de mudança nos padrões de similaridade entre as assembleias, o que indica a homogeneização biótica nas áreas alteradas do baixo curso do rio São João e seguindo o mesmo padrão encontrado em outros trabalhos realizados na região neotropical e do mundo. Por outro lado, as áreas mais conservadas, com características próximas às dos ambientes “prístinos”, destacaram-se por possuírem maior heterogeneidade biótica, em função da maior riqueza e abundância de espécies nativas, sendo estas essenciais para manutenção da ictiofauna nativa na bacia.

Palavras-chave: Heterogeneidade Biótica, Fragmentação Ambiental, Invasões Biológicas, Perda de Espécies, Diversidade beta

INTRODUÇÃO

A homogeneização biótica é considerado o principal propulsor da crise moderna da biodiversidade (Rahel, 2002, Olden & Rooney, 2006; Vitule *et al.*, 2012), sendo reportado para os mais diversos grupos taxonômicos, como plantas (Smart *et al.*, 2006; Winteret *et al.*, 2009), invertebrados (Holway & Suarez, 2006; Mori *et al.*, 2015), peixes (Rahel, 2002; Petsch, 2016), anfíbios (Smith *et al.*, 2009), répteis (Smith, 2006) e aves (Lockwood *et al.*, 2000; Vallejos *et al.*, 2016). Os peixes atualmente representam o grupo mais utilizado para avaliar a dinâmica e detectar padrões do processo de homogeneização (Villéger *et al.*, 2011; Hermoso *et al.*, 2012; Toussaint *et al.*, 2016; Daga *et al.*, 2016). Diversos estudos associam o declínio na riqueza de espécies, no recrutamento e nas densidades populacionais da ictiofauna local a alterações hidrológicas de origem antrópica (Jurajda, 1995; Belliard *et al.*, 1999, Smart *et al.*, 2006; Rahel, 2007; Solar *et al.*, 2015).

Como consequência de alterações ambientais severas, pode ocorrer a introdução e a facilitação do estabelecimento de espécies não-nativas, que por sua vez, pode acarretar na extinção local ou regional de espécies nativas, contribuindo para o processo de homogeneização biótica (Rahel, 2002; Olden & Poff, 2006a; Clavero & García-Berthou, 2006). Apesar do crescente número de estudos avaliando o aumento da similaridade entre as comunidades de peixes de água doce, as características desse processo permanecem pouco esclarecidas (Olden, 2006, Daga *et al.*, 2016). Isso se deve à dinâmica entre as escalas espaciais e temporais utilizadas e a importância dos mecanismos envolvidos no processo, como introdução de espécies não-nativas, extinção de espécies nativas e modificações ambientais (Olden, 2006). Além disso, ecossistemas aquáticos de água doce perdem espécies em maior proporção quando comparados com os ecossistemas terrestres e marinhos, devido às crescentes ameaças causadas por barramentos, irrigação, poluição e introdução de espécies (*e.g.* Casal, 2006; Dudgeon *et al.*, 2006; Poff *et al.*, 2007; Leprieur *et al.*, 2008; Johnson *et al.*, 2008; Clavero & Hermoso, 2011; Cucherousset & Olden, 2011; Vitule *et al.*, 2015).

Na região Neotropical atualmente a magnitude das alterações ambientes é elevada quando comparada a outros ambientes, e as taxas de destruição de habitat e perda de espécies são maiores do que em ambientes temperados (Magurran, 2011; Ellis *et al.*, 2013; Dornelas *et al.*, 2014), o que sugere que o potencial de homogeneização biótica também pode ser maior. Apesar da região Neotropical deter a maior diversidade de peixes de água doce do planeta (Reis *et al.* 2016), são escassos os trabalhos sobre homogeneização biótica.

A maioria das publicações é restrita a ambientes pouco diversos da América do Norte e Europa (e.g. Villéger *et al.*, 2011; Baiser *et al.*, 2012; Speziale *et al.*, 2012). No entanto, alguns trabalhos vem sendo realizados sobre este tema nas bacias dos rios Iguazu e Paraná (Daga & Gubiani, 2012, Daga *et al.*, 2015) e no rio Tietê (Petesse & Petrere, 2012).

Alguns estudos demonstram ocorrência de mudanças na similaridade das assembleias de peixes em diversas regiões, estas mudanças estão diretamente relacionadas ao grau de urbanização, represamento e densidade humana (Marchetti *et al.*, 2006, Pool & Olden, 2011, Daga *et al.*, 2015). Da mesma forma, fatores relacionados à eliminação de barreiras geográficas tem elevado as taxas de invasão e conseqüentemente alterando os padrões de similaridade (Rahel, 2002; Vitule *et al.*, 2012). O conhecimento do conceito de diversidade beta (uma métrica da variação espacial ou temporal na composição da comunidade) é fundamental para entender como ocorre a homogeneização biótica (Siqueira *et al.*, 2015). De uma maneira geral alguns estudos demonstram que diversidade beta diminui em ambientes alterados, desta forma algumas medidas de diversidade beta fornecem um meio de estimar e comparar estatisticamente a homogeneização biótica (Anderson *et al.*, 2006, Siqueira *et al.*, 2015). Além disso, a heterogeneidade do habitat impulsiona fortemente a diversidade beta (Anderson *et al.*, 2011; Siqueira *et al.*, 2015) e, desta forma, a modificação da paisagem é um processo chave na homogeneização biótica.

A bacia hidrográfica do Rio São João, localizada na porção leste do estado do Rio de Janeiro, passou por profundas alterações hidrológicas em sua área de planície litorânea, como vários outros rios costeiros do sudeste do Brasil (Moulton *et al.*, 2007). Estas alterações ocorreram entre os anos de 1950 e 1985 por ação de obras do extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS), promovendo retificação do rio principal e seus afluentes, drenagem das áreas de várzeas e barramentos e possuíam como objetivo o desenvolvimento da agricultura, a erradicação de doenças transmitidas por insetos vetores e o abastecimento de água (CILSJ, 2002). Essas obras, no entanto, não trouxeram os benefícios esperados e acarretaram na fragmentação do contínuo fluvial, a perda de mata ciliar e o desaparecimento de áreas de inundação e lagoas marginais. Pouco se sabe sobre a magnitude dessas alterações na composição das espécies nativas de água doce, principalmente por falta de registros históricos que contemplassem coletas padronizadas na região. Mas, considerado-se o atual padrão global do processo de homogeneização biótica, alterações hidrológicas ocorridas na região, facilitaram o estabelecimento de espécies não-nativas e a redução populacional ou extinção local de espécies nativas (Kolar & Lodge, 2002; Pool & Olden, 2011; Ellender & Weyl, 2014).

Nesse contexto, o objetivo deste estudo é avaliar o processo de homogeneização biótica no trecho inferior do Rio São João através das mudanças espaciais na composição, abundância e biomassa das assembleias de peixes de água doce em áreas que outrora representavam uma única paisagem e hoje são ambientes muito distintos. Considerando a origem comum das áreas ou ambientes atuais, as seguintes questões podem ser formuladas: (i) espécies não-nativas predominam em áreas alteradas enquanto as nativas predominam em ambientes mais conservados? (ii) as espécies não-nativas interferem nos valores de diversidade beta? (iii) a diversidade beta é alterada nas diferentes áreas pré-estabelecidas em função das alterações hidrológicas, gerando homogeneização biótica?

MATERIAL E MÉTODOS

Dados da ictiofauna

Para o estudo foram utilizados dados de coletas bimestrais realizadas em 15 pontos dispostos em cinco grandes áreas de coleta no baixo curso do Rio São João, que foram pré-estabelecidas em função de suas características fisiográficas e estruturais: área de curso natural florestada com planície de inundação (I), represa (II), retificação com influência do reservatório e de agricultura (III), curso natural florestado com áreas de alagamento drenadas (IV) e área retificada a jusante com pastagens (V) (Fig.1 e 2). Foi utilizado um total de 21 amostras de cada área, que foram coletadas bimestralmente através de coletas padronizadas com redes de emalhe de diferentes diâmetros de malha, tarrafas, arrastos e rapichés, entre janeiro de 2016 e janeiro de 2017 em áreas a jusante do reservatório, e nas áreas do reservatório de Juturnaíba e a montante do reservatório, entre outubro de 2016 e outubro de 2017.

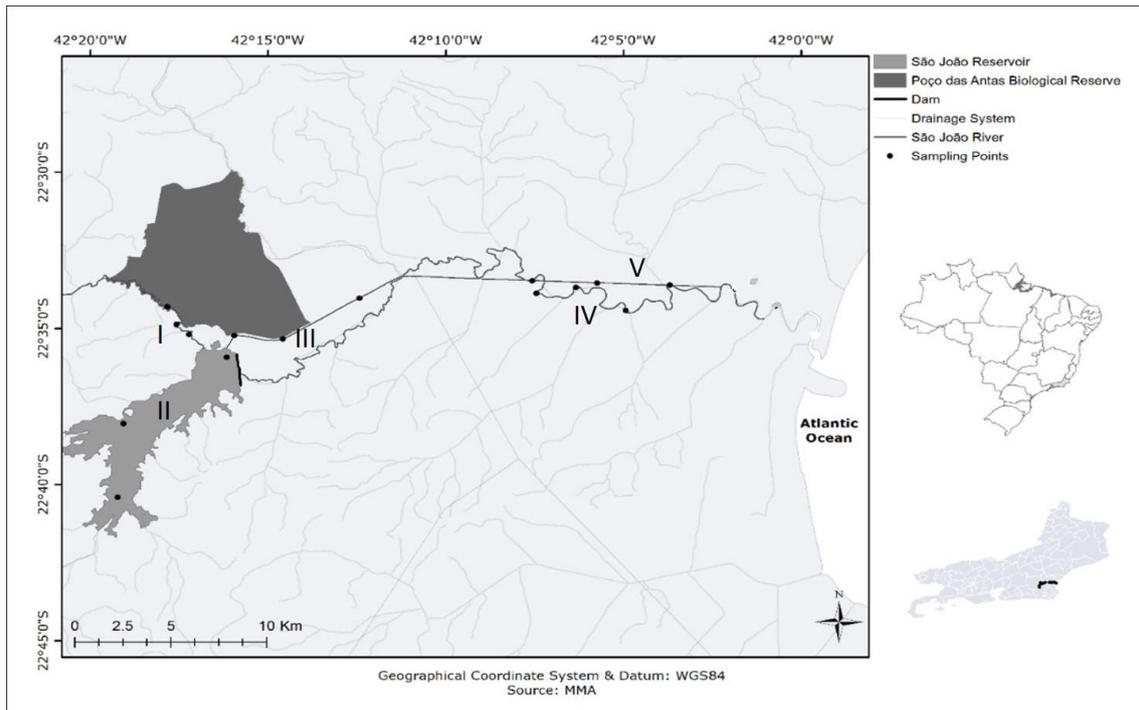


Figura 1. Localização dos pontos de coleta no baixo curso do Rio São João: I - curso natural florestado com planície de inundação, II- represa, III - retinização com influência do reservatório e de agricultura, IV- curso natural florestado com áreas de alagamento drenadas, e V- área retinizada a jusante com pastagens.



Figura 2. Áreas amostradas no baixo curso do Rio São João: I - curso natural florestado com planície de inundação, II- represa, III - retificação com influência do reservatório e de agricultura, IV-curso natural florestado com áreas de alagamento drenadas e V- área retificada a jusante com pastagens. Fonte: CISLJ, (2002).

Análise da heterogeneidade ambiental e biótica

Com a finalidade de verificar as espécies que possuem maior importância e dominância nas áreas estudadas, foi calculado o Índice de Importância Relativa (IIR) de cada espécie em cada área de coleta. Esse índice foi obtido a partir dos valores de frequência de ocorrência, abundância relativa e biomassa de cada espécie, pela seguinte fórmula: $IIR = FO * N * B$. onde, FO= frequência de ocorrência; N = abundância e B = biomassa. A partir do IIR das espécies capturadas em cada área, foram relacionados os fatores abióticos e estruturais das diferentes áreas amostradas, através de uma análise de correspondência canônica (ACC) (Grown, 2004). Os fatores abióticos como temperatura

d'água, condutividade, pH, oxigênio dissolvido foram obtidos em cada ponto de coleta através de uma sonda multiparâmetro YSI modelo *Professional Plus*. Enquanto a profundidade e a transparência da água foram retiradas através de um disco de Secchi, precipitação e a vazão foram obtidos através do banco de dados da Agência Nacional das Águas (ANA). (anexo 1). Também foi utilizada a porcentagem de cobertura florestal adjacente (*buffer* de 1 km²) e da área de alagamento adjacente (*buffer* de 2 km²) de cada ponto de coleta, sendo calculadas através da ferramenta *Spatial Analyst* no ArcGIS 10 (ESRI, 2009). A significância estatística das correlações entre as variáveis físico-químicas e biológicas extraídas da ACC foi determinada através do teste de Monte Carlo (9999 permutações).

Comparamos a heterogeneidade ambiental entre as áreas sendo estas consideradas como fatores, que permitem gerar matrizes de similaridade com base em: (i) presença e ausência, (ii) abundância e (iii) biomassa. Foram calculadas separadamente matrizes constando apenas a presença de espécies nativas e outras com conjunto total de espécies (nativas mais não-nativas). Essa separação foi realizada com a finalidade de avaliar como as espécies não-nativas influenciam o conjunto de espécies em geral e a variação da diversidade beta, sendo gerado um total de seis matrizes de similaridade. Coeficientes de similaridade de Bray-Curtis foram utilizados para calcular as matrizes de distância.

Inicialmente, avaliamos os padrões da heterogeneidade ambiental de cada área amostrada através de uma análise multidimensional não-métrica (NMDS) para visualizar os padrões de similaridade e as diferenças da distância média para agrupar o centróide. A importância da área na similaridade entre os pontos foi testada por uma análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA; Anderson 2005). Posteriormente, foi realizada uma análise de homogeneidade na dispersão de grupos (PERMDISP; Anderson 2004) com 9999 permutações, para comparar a variação nas medidas de similaridade das assembléias. A distância média do centróide é uma medida para medir a diversidade beta (β), sendo que valores de baixa dispersão indicam maior homogeneidade, enquanto os maiores indicam maior heterogeneidade, ou seja, maior diversidade beta (β) (Landeiro *et al.*, 2011). O PERMDISP é um teste multivariado análogo ao teste de Levene de homogeneidade das variâncias e tem sido amplamente utilizado como um meio para avaliar a diversidade beta entre pontos amostrais (Anderson *et al.*, 2006). Todas as análises foram executadas no software R (R *Development Core Team*, 2016) usando o pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2016). Posteriormente, foi realizada uma análise variância (ANOVA F)

para comparar as distâncias do centróide observadas em cada área, sendo realizado em conjunto um teste de Tukey, para verificar diferenças par a par entre as áreas.

RESULTADOS

Foram registradas 51 espécies de água doce pertencentes às ordens Characiformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Cichliformes, Cyprinodontiformes, Gobiiformes, Clupeiformes e Synbranchiformes (Tab.1). Foi verificada a presença de 12 espécies não-nativas, que não foram coletadas na década de 80 pelos pesquisadores do Museu Nacional e nem por Bizerril (1995) no começo da década de 90. Das 12 espécies não-nativas reportadas atualmente, nove são espécies neotropicais: *Hoplosternum littorale*, *Metynnis lippincottianus*, *Hoplerythrinus unitaeniatus*, *Nannostomus beckfordi*, *Cichla kelberi*, *Colossoma macropomum*, *Cichlasoma dimerus*, *Apistogramma trifasciata* e *Astronotus ocellatus*. E três espécies do continente africano: *Clarias gariepinus*, *Oreochromis niloticus* e *Coptodon rendalli*.

Os resultados demonstram que espécies nativas possuem maior importância relativa (IIR=86%) em relação às não nativas (IIR=14%) na área I (conservada) (Fig.5B). As espécies nativas com maior importância relativa para esta área foram: *Trachelyopterus striatulus* (46,55%), *Loricariichtys castaneus* (17,95%), *Astyanax gr bimaculatus*(5,58%), *Hoplias malabaricus* (4,77) *Cyphocharax gilbert* (3,04) e *Brycon insignis* (2,01). *Hoplosternum littorale* (13%) foi a espécie não-nativa com maior valor de IIR nessa área. No entanto, as demais áreas apresentaram maior importância relativa de espécies não nativas em comparação com as nativas, principalmente relacionado às alterações ambientais. A área II (reservatório) apresentou predomínio de espécies não nativas, com IIR=79%, onde *Cichla kelberi*, equivale a 77,4% da importância relativa do total de espécies do reservatório. Enquanto 21% das espécies nativas equivalem, em sua maioria, às espécies *T. striatulus*(16%), *A. gr. bimaculatus* (3,3%) e *L. castaneus* (1,6%).

Na área III, foi observado IIR de 57% de espécies não nativas e 43% de espécies nativas. As espécies não nativas que predominaram nessa área foram: *Hoplosternum littorale* (IIR=32,97%) e *Metynnis lippinconttianus* (IIR=11,45%). E as espécies nativas *Trachelyopterus striatulus* (19,67%) e *Hoplias malabaricus* (16,45%). No entanto, na área IV, foi observado um valor de IIR de 63% para as espécies nativas e de 37% para as espécies não-nativas. As espécies nativas de maior importância relativa foram: *T. striatulus* (31,07%), *G. brasiliensis* (18,8%) e *H. malabaricus* (11,67%), enquanto as não-nativas foram: *H. littorale* (28,64%), *M. lippinconttianus* (5,11%) e *Clarias gariepinus* (2,78%).

A área V apresentou IIR de 63% para as espécies não nativas 27%; as espécies nativas mais representativas foram: *G. brasiliensis* (24,6%), *H. malabaricus* (2,1%) e *T. striatulus* (1,45%), enquanto, as não nativas foram: *Oreochromis niloticus* (38,1%), *C. kelberi* (14,1%), *C. gariepinus* (7,38%), *M. lippinconttianus* (2,77%) e *H. littorale* (1,45%). As únicas espécies não-nativas encontradas em todas as áreas foram *H. littorale*, *C. gariepinus* e *C. kelberi*.

Tabela 1. Lista de espécies de água doce coletadas nos trechos do Rio São João, seguindo a nomenclatura de Fricke *et al.* (2019) e ordem de classificação de Nelson *et al.* (2016). Onde: I- área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III-área superior retelinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retelinizada, IR%- Índice de importância relativa, EC-. As espécies não-nativas da bacia estão sinalizadas com asterisco (*).

TÁXONS/ÁREAS	I		II		III		IV		V	
	N	IR%	N	IR%	N	IR%	N	IR%	N	IR%
SYNBRANCHIFORMES										
Synbranchidae										
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795	2	6	0	0	1	0,004	0	0	1	<0,001
CLUPEIFORMES										
Clupeidae										
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	0	0	26	<0,001	0	0	0	0	0	0
CHARACIFORMES										
Characidae										
<i>Astyanax giton</i> Eigenmann, 1998	12	<0,001	0	0	0	0	0	0	3	<0,001
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i> (sensu Melo, 2001)	182	5,583	229	3,322	4	0,0085	2	<0,001	5	<0,001
<i>Astyanax janeiroensis</i> Eigenmann, 1908	3	<0,001	0	0	0	0	1	<0,001	3	<0,001
<i>Astyanax parahybae</i> Eigenmann 1908	209	0,23	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Astyanax taeniatus</i> (Jenyns, 1842)	30	0,0021	0	0	6	<0,001	0	0	68	0,021
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)	19	0,0017	0	0	0	0	0	0	4	<0,001
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i> Ellis, 1911	29	0,0029	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i> Ellis, 1911	25	0,0023	0	0	0	0	0	0	1	<0,001
<i>Probolodus heterostomus</i> Eigenmann, 1911	123	0,0184	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bryconamericus tenuis</i> Bizerril & Araújo, 1992	32	0,0231	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	55	2,446	22	<0,001	13	0,621	4	0,014	20	0,042
Stevardiinae										
<i>Mimagoniates microlepis</i> (Steindachner, 1877)	30	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
Crenuchidae										
<i>Characidium alipioi</i>	16	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0

Travassos, 1955										
Anostomidae										
<i>Leporinus copelandii</i> Steindachner, 1875	19	0,593	0	0	1	0,0214	0	0	0	0
Curimatidae										
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy&Gaimard, 1824)	105	3,04	1	<0,001	1	0,0292	1	0,011	38	0,85
Lebiasinadae										
<i>Nannostomus beckfordi</i> * Günther, 1872	131	0,023	0	0	1	0,029	0	0	14	0,000 1
Serrasalminidae										
<i>Colossoma macropomum</i> * (Cuvier, 1816)	0	0	0	0	0	0	1	0,042	0	0
<i>Metynnis lippincottianus</i> * (Cope, 1870)	0	0	2	<0,001	38	11,45	89	5,166	129	2,737
Bryconidae										
<i>Brycon insignis</i> Steindachner, 1877	29	2,616	0	0	1	0,0466	0	0	0	0
Erythrinidae										
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> * (Spix in Agassiz,1929)	0	0	0	0	3	0,0456	4	0,225	4	0,038 4
<i>Hoplias malabaricus</i> Bloch, 1794	38	4,773	16	0,489	16	16,453	24	11,67	37	2,01
SILURIFORMES										
Clariidae										
<i>Clarias gariepinus</i> * (Burchell,1822)	1	0,0060	5	0,109	3	0,692	9	2,738	18	7,368
Heptapteridae										
<i>Pimelodella lateristriga</i> Lichtenstein,1823	45	0,074	6	0,0014	0	0	0	0	0	0
<i>Imparfinis schubarti</i> (Gomes, 1956)	2	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy&Gaimard,1824)	12	0,1406	9	0,0290	1	0,0039	3	0,07	0	0
Auchenipteridae										
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner,1877)	255	46,36	171	15,71	43	19,67	72	31,07	31	1,454
Callichthyidae										
<i>Corydoras nattereri</i> Steindachner, 1876	3	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Callichthys callichthys</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	1	<0,001	0	0	0	0
<i>Hoplosternum littorale</i> * (Hancock, 1828)	92	13,24	25	0,267	50	32,97	75	28,69	31	1,454
Loricariidae										
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner, 1876)	26	1,41	6	0,003	11	0,79	0	0	0	0
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau,1855)	121	17,95	92	1,81	3	0,075	1	0,002	1	<0,00 1
<i>Otothyris lophophanes</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1889)	2	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner,1877)	2	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
GYMNOTIFORMES										
Gymnotidae										
<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	31	0,78	19	0,127	24	4,90	11	0,364	1	<0,00 1

<i>Gymnotus pantherinus</i> (Steindachner, 1908)	4	0,001	2	<0,001	1	<0,001	0	0	0	0
Rhamphichthyidae										
<i>Eigenmania virescens</i> (Valenciennes, 1842)	11	0,012	0	0	2	0,0042	0	0	0	0
Hypopomidae										
<i>Brachypopomus janeiroensis</i> (Costa & Campos da Paz, 1992)	3	<0,001	0	0	4	0,016		0	0	0
CYPRINODONTIFORMES										
Poeciliidae										
<i>Phalloceros harpagos</i> Lucinda, 2008	15	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Scheider, 1801	40	0,003	0	0	1	<0,001	0	0	20	0,001
Gobiidae										
<i>Awaous tajasica</i> Lichtenstein, 1822	15	0,001	2	<0,001	0	0	1	<0,001	1	<0,001
CICHLIFORMES										
Cichlidae										
<i>Cichlasoma dimerus*</i> (Heckel, 1840)	26	0,163	28	0,46	16	2,46	1	0,011	0	0
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	6	0,028	0	0	8	0,95	36	18,8	130	24,6
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns, 1842)	3	<0,001	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coptodon rendalli*</i> (Boulenger, 1897)	0	0	3	0,007	0	0	0	0	0	0
<i>Oreochromis niloticus*</i> (Linnaeus, 1758)	1	<0,001	8	0,094	1	0,009	0	0	130	38,1
<i>Crenicichla lacustris</i> (Casteulnau, 1855)	14	0,246	0	0	1	0,002	0	0	0	0
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	0	0	10	0,059	0	0	0	0	0	0
<i>Cichla kelberi*</i> Kullander & Ferreira, 2006	11	0,2	115	77,4	7	0,87	3	0,07	51	14,0
<i>Apistogramma trifasciata*</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	37	0,003	1	<0,001	0	0	0	0	0	0

A análise de correspondência canônica (ACC) revelou quais fatores ambientais estruturais estão relacionados à distribuição e importância relativa das espécies nativas e não-nativas. O eixo I explicou 64,05%, enquanto o eixo II explicou 20,33% e o eixo III, 16,94 % da variância encontrada. Os fatores ambientais mais significativos positivamente foram a presença de áreas de alagamento e área florestada adjacente e, negativamente, a temperatura e a condutividade (Fig.5A). Os resultados demonstram que espécies nativas possuem maior importância relativa (IIR=86%) em relação às não nativas (IIR=14%) na área I (conservada) (Fig.5B).

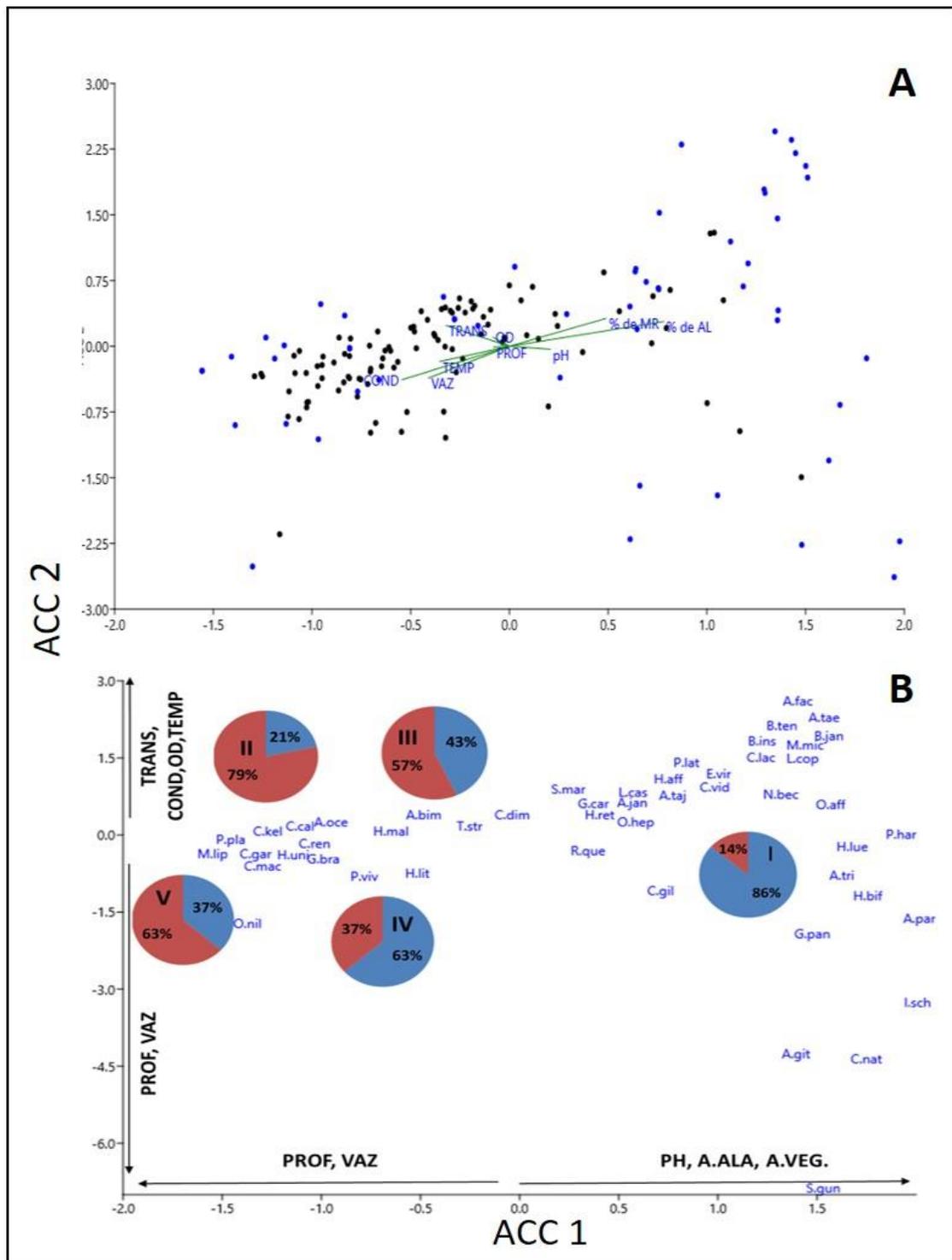


Figura 6. Análise de correspondência canônica (ACC) correlacionando os dados de importância relativa (IIR) das espécies com fatores ambientais das áreas de coleta estudadas no rio São João. Em **A** estão plotados os preditores ambientais: pH, vazão (Vaz), profundidade (Prof.), área de alagamento (A. Ala), área vegetada (A.veg.), transparência (Trans.), temperatura (Temp.) e condutividade (Cond.). Pontos negros equivalem aos pontos de coletas e em azul as espécies. Em **B** Distribuição das espécies nas áreas em função da importância relativa (IIR). Em vermelho equivale o somatório dos IIR das espécies não-nativas e, em azul, das espécies nativas.

A NMDS demonstrou que a área I possui maiores polígonos com baixa sobreposição de pontos com as demais áreas, ficando estas agrupadas em pequenos polígonos separadamente com alta sobreposição (Fig. 4). Os dados de abundância demonstraram grande sobreposição entre as áreas, sendo que as áreas I, II e V possuem os maiores polígonos, com ou sem espécies não-nativas (Fig.4), enquanto os dados de biomassa foram os que mais diferiram quando comparados os dois gráficos gerados. Apenas com as espécies nativas, os maiores polígonos foram gerados na área I e na área II, enquanto quando as não -nativas são inclusas, um grande polígono é gerado na área V sobrepondo todos as demais áreas (Fig.4).

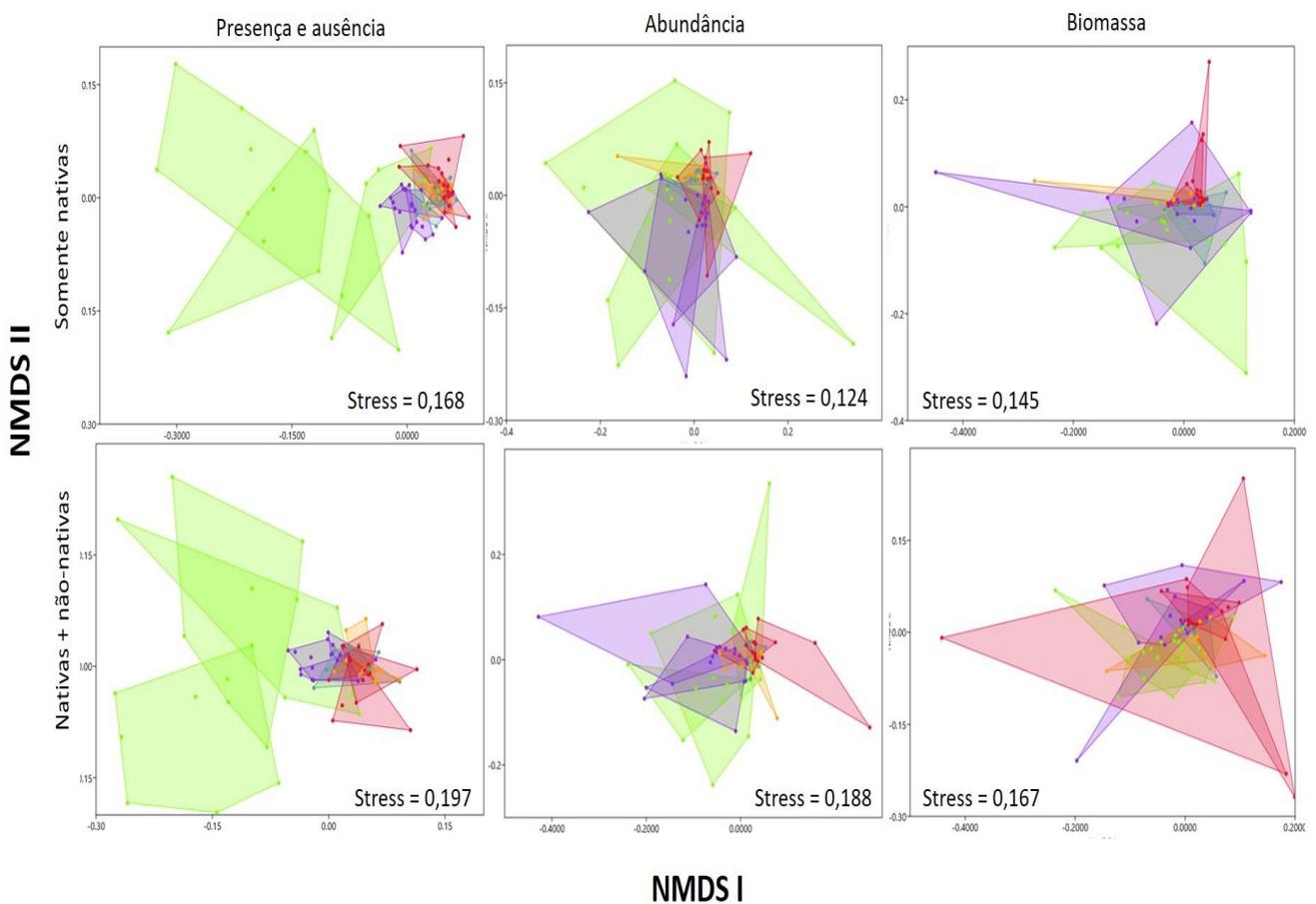


Figura 4. Análise multidimensional não-métrica (NMDS) a partir de dados de presença e ausência, abundância e biomassa, sendo realizados gráficos com a presença de espécies não nativas em conjunto das espécies nativas e espécies nativas separadamente. Foi utilizado a distância de Bray Curtis de 15 pontos de coleta compreendidos em cinco áreas estabelecidas. Em verde área I (curso natural florestada com planície de inundação); em roxo área II (represa), em abóbora área III (retilinação com influência do reservatório e de agricultura); em azul área IV (curso natural florestado com áreas de alagamento drenadas) e em vermelho área V (área retelinizada a jusante com pastagens).

Na PERMANOVA os dados de presença e ausência foram os mais significativos quando comparados aos demais e ambos os cenários com ou sem espécies não-nativas. Ocorreu um aumento na significância dos dados quando foram analisadas apenas as espécies nativas (Tab.2).

Tabela 2. Similaridades entre as amostras feita com as espécies não-nativas em conjunto com as nativas e apenas as nativas separadamente, através da PERMANOVA.

Amostras	F	R ²	p
Com não-nativas			
Presença-Ausência	16.297	0.138	< 0.001
Abundância	10.361	0.092	< 0.001
Biomassa	7.141	0.065	< 0.001
Sem não-nativas			
Presença-Ausência	16.492	0.147	< 0.001
Abundância	12.249	0.113	< 0.001
Biomassa	12.337	0.114	< 0.001

As análises realizadas através do PERMDISP permitiram detectar heterogeneidade e homogeneidade entre áreas estudadas e os dados de presença e ausência, abundância e biomassa. Os dados de presença/ausência demonstraram que a área I possui maior valor de dispersão, sendo, portanto, mais heterogênea que as demais (Fig.5A), enquanto as demais possuíram valores semelhantes. A ANOVA revelou diferenças significativas entre as áreas levando em consideração a presença de espécies não nativas na assembleia geral (F=5,151, df=14,57, p=0,008568) e a ausência de espécies não-nativas na assembleia (F=11,48, df=14,71, p=0,0001966). As análises realizadas par a par no teste de Tukey demonstram diferenças significativas entre a área I e as demais áreas (Tab.3).

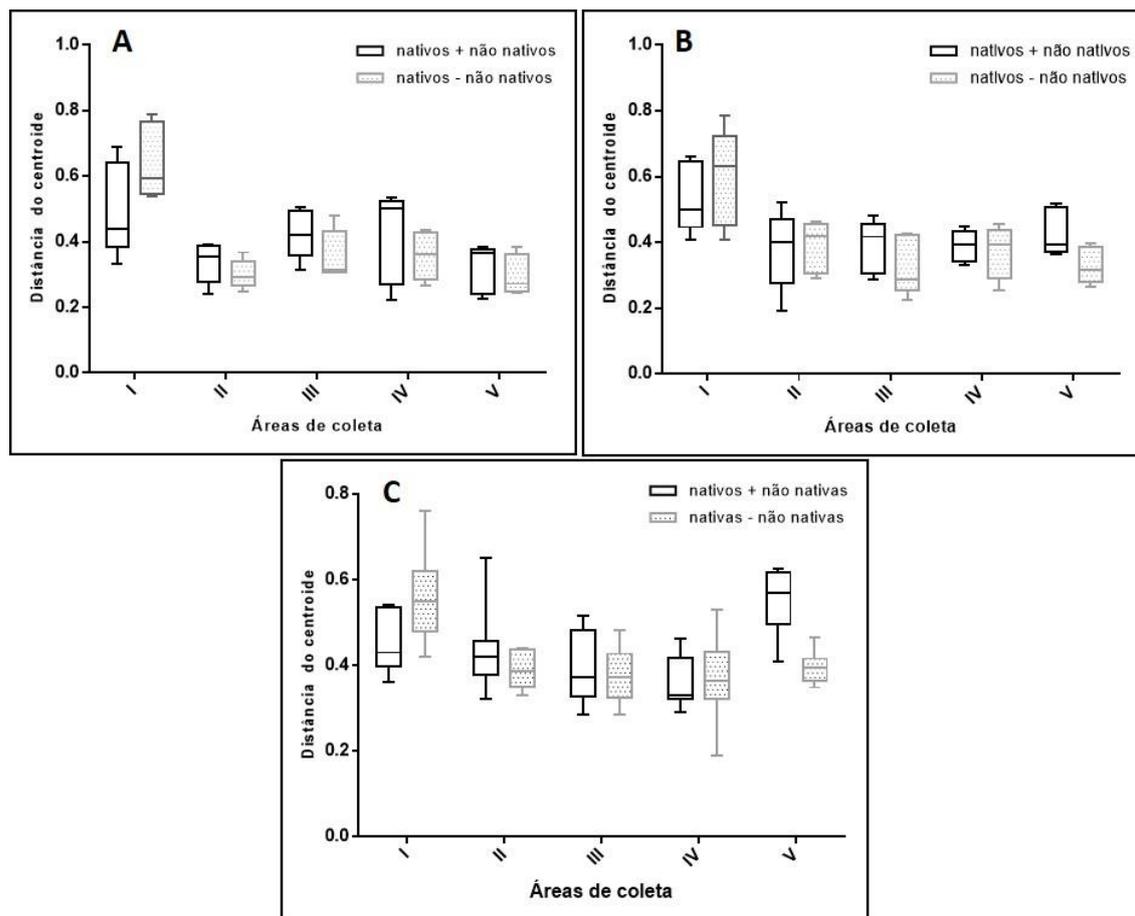


Figura 5. Análises da permutação de dispersão multivariada (PERMDISP) entre as áreas de coleta do baixo curso do Rio São João, levando em consideração a assembleia geral com as espécies não-nativas (em branco) e sem as espécies não-nativas (cinza pontilhado). Onde A= presença e ausência; B= abundância e C= biomassa.

Os dados gerados com a abundância no PERMDISP demonstraram que a área I é a mais heterogênea (maior valor médio de dispersão), com ausência de espécies não-nativas, enquanto as demais áreas revelaram valores similares entre si mostrando-se mais homogêneas (Fig.5B). Os valores da ANOVA foram menos significativos com a presença de espécies não nativas na assembleia ($F=3,34$, $df=14,53$, $p=0,03925$), enquanto sem as não-nativas os valores foram mais significativos ($F=5,953$, $df=14,8$, $p=0,00461$). A análise de Tukey revelou que a área I difere significativamente das demais (Tab.3). No entanto, os dados gerados com a biomassa no PERMDISP demonstraram que a área V possui maior heterogeneidade quando comparadas às demais, levando em consideração as espécies não-nativas mais nativas na assembleia geral. Porém, quando se considera apenas as espécies nativas na assembleia, a área I apresenta maior heterogeneidade quando comparada às demais (Fig.5C). A ANOVA foi significativa em ambos os cenários, com a assembleia com as espécies não-nativas ($F=19,23$, $df=14,64$, $p=1,061E-05$) e sem as espécies não-nativos ($F=9,313$, $df=14,46$, $p=0,0006199$). As análises dos dados pareados revelam diferenças

significativas, onde a área V se distingue das demais quando se consideram as espécies não-nativas, enquanto a área I se distingue das demais quando se leva apenas em consideração as espécies nativas (Tab.3).

Tabela 3. Comparação par a par das áreas de coleta do baixo curso do Rio São João mostrando resultados do teste de Tukey. O triângulo superior do lado direito representa os dados da assembleia contendo nativas e as espécies não-nativas, enquanto o inferior do lado esquerdo representa os dados de assembleia apenas com as espécies nativas. Em negrito são os valores significativos ($p < 0,05$).

Presença e ausência	I	II	III	IV	V
I		0,000691	0,03083	0,00736	< 0,001
II	< 0,001		0,5932	0,9004	0,9995
III	< 0,001	0,5725		0,9772	0,7208
IV	< 0,001	0,5901	1		0,9604
V	< 0,001	1	0,5573	0,5749	
Abundância	I	II	III	IV	V
I		0,0291	0,02252	0,1335	0,02121
II	< 0,001		1	0,9549	0,9999
III	< 0,001	0,9999		0,9262	1
IV	< 0,001	0,9869	0,9712		0,9183
V	< 0,001	0,9902	0,9971	0,8702	
Biomassa	I	II	III	IV	V
I		0,2886	0,9898	0,9686	< 0,001
II	0,9365		1	0,8449	< 0,001
III	0,0049	0,0129		0,8294	< 0,001
IV	0,0012	0,0052	0,9923		< 0,001
V	0,9887	0,0387	0,9865	0,9232	

DISCUSSÃO

Os resultados encontrados demonstram heterogeneidade espacial na comunidade de peixes de água doce no baixo curso do Rio São João, as diferenças do habitat entre as áreas estudadas estão altamente correlacionadas as características ambientais de cada área estudada e seus fatores abióticos. Os ambientes mais preservados apresentaram maior correlação com a importância relativa das espécies nativas da bacia, enquanto as áreas alteradas apresentaram maior relação com o altos valores de importância relativa de espécies não-nativas. As áreas que sofreram alterações hidrológicas apresentaram maior similaridade entre suas assembleias e maior importância relativa de espécies não-nativas.

Estas áreas são ambientes são estruturalmente mais homogêneos, e estas novas condições impostas filtraram um conjunto semelhante de espécies, gerando assembleias mais homogêneas (Poff, 2007; Siqueira *et al.*, 2015). Adicionalmente, fatores ambientais relacionados com a homogeneidade ambiental e a produtividade regional aumentaram o sucesso de estabelecimento de espécies não-nativas, como previsto pela hipótese de aceitação biótica (Pool & Olden, 2012). Esses resultados suportam a hipótese do impacto das alterações hidrológicas nos processos de invasão e de mudança nos padrões de similaridade entre as assembleias (Rahel 2007), sendo fortes indicadores do processo de homogeneização biótica nas áreas alteradas do baixo curso do Rio São João e seguindo o mesmo padrão encontrado em outros trabalhos realizados na região neotropical (Petesse & Petreire, 2012; Daga *et al.*, 2016; Vargas *et al.*, 2015; Bezerra *et al.*, 2019) e em outras regiões do mundo (Marchetti *et al.*, 2001; Olden & Poff, 2004; Taylor, 2004; Clavero & García-Berthou, 2006, Lepreur *et al.*, 2008). O fato é preocupante regionalmente, já que estudos atuais demonstram que mudanças na composição das assembleias, ou na riqueza de espécies, afetam diretamente na manutenção e funcionamento dos ecossistemas (*e.g.* Pasari *et al.*, 2013; Dornelas *et al.*, 2014; Wang & Loreau, 2014, Bezerra *et al.*, 2019).

As análises com presença e ausência de espécies não-nativas na assembleia permitiram detectar o processo de homogeneização biótica nas áreas alteradas. Registrou-se similaridade entre as áreas alteradas e diferenças significativas na composição da comunidade, na abundância relativa e na biomassa das espécies em relação a área I (mais conservada). O PERMIDISP mostrou que os valores do índice de diversidade beta é maior nas áreas conservadas levando em consideração a composição e abundância de espécies. Como também diminuiu quando foi calculada sem a presença das espécies não-nativas na assembleia. Estes resultados destacam como as espécies não-nativas alterarem a razão entre o número de espécies compartilhadas e não compartilhadas entre as áreas pareadas. De modo geral, a proporção de espécies não compartilhadas se torna maior que o de espécies compartilhadas, e quando se exclui as espécies não-nativas da área I (conservada), ocorre aumento nos valores da diversidade beta (Villéger *et al.*, 2013; Carmona *et al.*, 2016).

A análise da biomassa das assembleias com as espécies não-nativas em conjunto demonstrou que área V (retilinizada e drenada com pastagens) possui o maior valor de diversidade beta, seguida área II e da área I. Mas quando foi analisada apenas a biomassa das espécies não-nativas, a área I apresentou valor maior do que as demais. Isso se explica por que espécies nativas da região ecobiogeográfica fluminense são constituídas principalmente por espécies de pequeno e médio porte (Abell *et al.*, 2008), enquanto as

espécies não-nativas introduzidas na região são em sua maioria de médio e grande porte, o que reflete em maior biomassa. A área V apresentou valores maiores devido à alta importância relativa das espécies *C. kelberi*, *O. niloticus*, *C. gariepinus* e *H. littorale*. A presença de espécies predadoras de grande porte como *C. kelberi* e *C. gariepinus* mesmo em baixa abundância, pode ser catastrófica em um ambiente composto exclusivamente por espécies de pequeno e médio porte (Frehse *et al.*, 2016) como o Rio São João.

A área mais conservada por possuir seu curso natural, mata ripária e planície de inundação (área I), demonstrou ser a área com maior heterogeneidade biótica, além de possuir maior importância relativa de espécies nativas na assembleia. Sendo este resultado interessante, pois esta área se encontra mais à montante que as demais e de acordo com a predição do Conceito do Rio Contínuo (Vanotte *et al.*, 1980) esta área seria o local com menor efeito aditivo de espécies, mas no entanto mostrou o contrário. Essas peculiaridades tornam essa área menos favorável ao estabelecimento de espécies não-nativas, como prevê a hipótese de resistência biótica (Levine, 2000; Leprieur *et al.*, 2008).

A área IV, mesmo estando localizada a jusante e possuir um ambiente estruturado com curso natural com mata ripária, não apresentou valores de diversidade de beta similares aos da área I, em virtude de não possuir mais áreas de alagamento e baixa vazão por estar localizada à jusante do reservatório. As áreas de alagamento são de extrema importância para as espécies nativas neotropicais, que as utilizam como refúgio, área de alimentação, recrutamento e reprodução durante as diferentes fases do ciclo de vida (Suzuki *et al.*, 2004). As mudanças sazonais nas paisagens em ambientes heterogêneos com pulso de inundação, levam as espécies responderem a diferentes fatores bióticos e abióticos que influenciam na dispersão, causando variações na dinâmica da comunidade nestes ambientes (Chase, 2003; Siqueira *et al.*, 2015). Este resultado enfatiza a importância da manutenção de habitats com características mais pristinas para a conservação da biodiversidade de uma comunidade local, tendo em vista que peixes utilizam as dimensões espaciais e temporais do nicho de forma variável ao longo da vida (Olden, 2006b; Leprieur *et al.*, 2008; Hermoso *et al.*, 2013).

Recentemente, vários autores questionaram a relação entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental. Chase (2010) observou fraca relação entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta em lagoas experimentais, indicando que outros fatores, como produtividade, pode controlar a variação na diversidade beta. Pelo visto, em ambientes com temperaturas e nutrientes mais elevados os processos estocásticos podem determinar a variação diversidade beta (Chase, 2010). Heino *et al.* (2015) argumentou que

vários fatores influenciaram a heterogeneidade em relação a diversidade beta, incluindo o tamanho da área de estudo, história regional, características da paisagem e a capacidade de dispersão de organismos. No entanto, os resultados encontrados no presente estudo demonstram relações positivas entre diversidade beta e a heterogeneidade ambiental. Este resultado demonstra de uma maneira geral que condições heterogêneas aumentam oportunidades de nicho para um maior número de espécies do que condições homogêneas. Assim, o aumento da heterogeneidade ambiental reduz a semelhança na composição da assembléia e, conseqüentemente, aumenta a diversidade beta (Bini *et al.*, 2014, Gutierrez *et al.*, 2018).

CONCLUSÕES

Apesar do presente trabalho não possuir uma escala temporal para análise da diversidade beta, a utilização de paisagens pré-definidas em função das alterações ambientais demonstrou-se como uma importante ferramenta para avaliar o processo de homogeneização biótica na região em estudo. Embora não possamos inferir a influência direta das alterações hidrológicas na composição das assembleias atuais, os resultados encontrados são fortes indicadores do processo de homogeneização biótica nas áreas alteradas. Essas áreas possuem diferenças significativas em relação à composição da assembleia da área com características naturais, em função da introdução de espécies não-nativas, além de mudanças na abundância relativa e na biomassa das espécies. Por outro lado, a área mais conservada, de maior heterogeneidade ambiental possui maiores valores de diversidade beta na composição e abundância de espécies nativas, sendo essencial para manutenção da ictiofauna nativa na bacia. Este trabalho pode ser considerado um marco inicial de estudos da biologia da invasão em uma bacia do sudeste do Brasil que possui uma grande lacuna de dados pretéritos mesmo sendo uma região próxima a um grande centro metropolitano e de colonização antiga, por onde Charles Darwin passou em sua expedição em 1832. Em virtude destas questões destaca-se a necessidade da realização de monitoramento a longo prazo com a finalidade de identificar o grau de estabelecimento e os impactos causados pelas espécies não-nativas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R.; Thieme M. L.; Revenga C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas S. C., Bussing W., Stiassny M. L. J., Skelton P., Allen G. R., Unmack P., Naseka A., Sindorf R. N., Robertson J., Armijo E., Higgins E., Heibel T. J., Wikramanayake E., Olson D.; López H. L., Reis R. E., Lundberg J. G., Pérez M. H. S., Petry A. C. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience* 58: 403–414.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F.M.; Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*. 68: 1119–1132.
- Anderson, M. J.; Ellingsen, K. E.; Mcardle, B. H. (2006). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683–693.
- Azevedo-Santos, V. M.; Fearnside, P. M.; Oliveira, C. S.; Padial, A. A.; Pelicice, F. M.; Lima, D. P.; Vitule, J. R. S. (2017). Removing the abyss between conservation science and policy decisions in Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 26: 1745–1752.
- Baiser, B.; Olden, J. D.; Record, S., Lockwood, J. L.; McKinney, M. L. (2012). Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279: 4772–4777.
- Bellard, C. & Jeschke, J. M. (2016). A spatial mismatch between invader impacts and research publications. *Conservation Biology*, 30: 230-232.
- Bini, L. M.; Landeiro, V. L.; Padial, A. A.; Siqueira, T.; Heino, J. (2014). Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology*, 95(6):1569-78.
- Blackburn, T. M.; Pyšek, P.; Bacher, S.; Carlton, J.T.; Duncan, R. P.; Jarošík, V.; Wilson, J. R. U.; Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 333–339.
- Bezerra, L. A. V.; Freitas, M. O.; Daga, V. S.; Occhi, T. V. T.; Faria, L.; Costa, A. P. L.; Padial, A. A.; Prodocimo, V.; Vitule, R. S. (2019). A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. *Fish and Fisheries*, 1–20.
- Bizerril, C.R.F.S (1995). Análise da distribuição da ictiofauna de uma bacia hidrográfica do leste brasileiro. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*. 38 (2) 477-499.
- Britton, J. R. & Orsi, M. L. (2012) .Non-native fish in aquaculture and sport fishing in Brazil: economic benefits versus risks to fish diversity in the upper River Paraná Basin. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 22: 555-565.

- Chase, J.M. (2003). Community assembly: when does history matter? *Oecologia*, 136, 489–495.
- Cambray, J. A. (2003). Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia*, 500: 217-230.
- Carmona, C. P.; de Bello, F.; Mason, N. W. H.; Leps, J. (2016). Traits without borders: integrating functional diversity across scales. *Trends in Ecology & Evolution*, 31: 382–394.
- Carvalho, J. C., Cardoso, P.; Gomes, P. (2012). Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, 21(7): 760-771.
- Casal, C. M. V. (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological Invasions*, 8: 3-11.
- Casimiro, A. C. R.; Garcia, D. A. Z.; Vidotto-Magnoni, A. P.; Britton, J. R.; Agostinho, A. A.; Almeida, F. S.; Orsi, M. L. (2018). Escapes of non-native fish from flooded aquaculture facilities: the case of Paranapanema River, southern Brazil. *Zoologia*, 35: e14638.
- Chavez, J. M.; De La Paz, R. M.; Manohar, S. K.; Pagulayan, R. C.; Carandang, J. R. (2006). New Philippine record of South American sailfin catfishes (Pisces: Loricariidae). *Zootaxa*, 1109: 57-68.
- Clavero, M. & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends Ecology Evolution* 20: 110.
- Clavero, M. & García-Berthou, E. (2006). Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications*, 16: 2313-2324
- Clavero, M. & Hermoso, V. (2011). Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation*, 20: 41-57.
- Clavero, M.; Hermoso, V.; Aparicio, E. & Godinho, F. N. (2013). Biodiversity in heavily modified waterbodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology*, 58: 1190-1201.
- CILSJ, (2002). *Bacia Hidrográficas dos Rio São João e Rio das Ostras (Águas, Terras e Conservação Ambiental)*. Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Rio de Janeiro, 178p.
- Cucherousset, J. & Olden, J. D. (2011). Ecological Impacts of Non-native *Freshwater Fishes*. *Fisheries* 36: 215-230.

- Daga, V. S. & Gubiani, E. A. (2012). Variations in the endemic fish assemblage of a global freshwater ecoregion: Associations with introduced species in cascading reservoirs. *Acta Oecologica*, 41: 95-105.
- Daga, V. S.; Skóra, F.; Padial, A. A.; Abilhoa, V.; Gubiani, E. A. & Vitule, J. R. S. (2015) Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746: 327-347.
- Daga, V. S.; Debona, T.; Abilhoa, V.; Gubiani, E. A. & Vitule, J. R. S. (2016). Non-native fish invasions of a Neotropical ecoregion with high endemism: a review of the Iguazu River. *Aquatic Invasions*, 11: 209-223.
- Dirzo, R.; Young, H. S.; Galetti, M.; Ceballos, G.; Isaac, N. J. B. & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345: 401-406.
- Dornelas, M.; Gotelli, N. J.; McGill, B.; Shimadzu, H.; Moyes, F.; Sievers, C. & Magurran, A. E. (2014). Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, 344: 296-299.
- Duarte, S.; Araújo, F. G. & Bazzoli, N. (2011). Reproductive plasticity of *Hypostomus affinis* (Siluriformes: Loricariidae) as a mechanism to adapt to a reservoir with poor habitat complexity. *Zoologia*, 28 (5): 577 – 586.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H.; Gessner, M. O.; Kawabata, Z. I.; Knowler, D. J.; Leveque, C.; Naiman, R. J.; Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182.
- Ellender, B. R. & Weyl, O. L. F. (2014). A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. *Aquatic Invasions*, 9: 117-132.
- Dudgeon, D.; Arthington, A. H.; Gessner, M. O.; Kawabata, Z. I.; Knowler, D. J.; Leveque, C.; Naiman, R. J.; Prieur-Richard, A. H.; Soto, D.; Stiassny, M. L. J.; Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163-182.
- Ellis, E. C.; Kaplan, J. O.; Fuller, D. Q.; Vavrus, S.; Goldewijk, K.; Verburg, P. H. (2013) . Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 110: 7978-7985.
- Frehse, F. A.; Braga, R. R.; Nocera, G. A. Vitule, J. R. S. (2016). Non-native species and invasion biology in a megadiverse country: scientometric analysis and ecological interactions in Brazil. *Biological Invasions*, 18(12):3713-25.

- Fitzgerald, D. B.; Tobler, M. & Winemiller, K.O. (2016). From richer to poorer: successful invasion by freshwater fishes depends on species richness of donor and recipient basins. *Global Change Biology*, 22: 2440–2450.
- García-Berthou, E. (2007). The characteristics of invasive fishes: what has been learned so far? *Journal of Fish Biology*, 71: 33-35.
- García-Berthou, E. (2010). Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, 16: 496-513.
- Gutiérrez, A. C.; Ortega, J. C. G. & Agostinho, A. A. (2018). Fish beta diversity responses to environmental heterogeneity and flood pulses are different according to reproductive guild". *Neotropical Ichthyology*, 16(4): e180022.
- Hermoso, V.; Ward, D. P. & Kennard, M. J. (2013). Prioritizing refugia for freshwater biodiversity conservation in highly seasonal ecosystems. *Diversity and Distributions*, 19: 1031–1042
- Holway, D. A. & Suarez, A. V. (2006). Homogenization of ant communities in Mediterranean California: the effects of urbanization and invasion. *Biological Conservation*, 127: 319-326.
- Johnson, P. T. J.; Olden, J. D. & Zanden, M. J. V. (2008). Dam invades: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6: 357-363.
- Kennedy, T. A.; Naeem, S.; Howe, K. M.; Knops, J. M. H. & Tilman, D. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417: 636–638.
- Kolar, C. S. & Lodge, D. M. (2002). Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science*, 298: 1233-1236.
- Lambdon, P. W.; Lloret, F. & Hulme, P. E. (2008). Do nonnative species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. *Diversity and Distributions*, 14: 774-785.
- Landeiro, V. L.; Magnusson, W. E.; Melo, A. S.; Espírito-Santo H. M. V.; Bini, L. M. (2011). Spatial eigenfunction analyses in stream networks: do water course and overland distances produce different results? *Freshwater Biology*, 56, 1184–1192.
- Leprieur, F.; Beauchard, O.; Blanchet, S.; Oberdorff, T.; Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biology*, 6: 404-410.
- Levine, J. M. (2000). Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science* 288: 852–854.

- Lockwood, J. L.; Cassey, P. & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20: 223-228.
- Lowe-McConnell, L. R. H. (1999) *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 584p.
- Magurran, A.E. (2011). *Medindo a diversidade biológica*. (Tradução: Vianna, D. M.). Ed. da UFPR, Curitiba.
- Matsuzaki, S. S.; Sasaki, T. & Akasaka, M. (2013). Consequences of the introduction of exotic and translocated species and future extirpations on the functional diversity of freshwater fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 1071-1082.
- Mendonça, H. S.; Santos, A.C.A.; Martins, M. M.; Araújo, G. F. (2018). Size-related and seasonal changes in the diet of the non-native *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira, 2006 in a lowland reservoir in the southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 18(3): e20170493.
- McKinney, M. L. & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 450-453.
- Mori, A. S.; Ota, A. T.; Fujii, S.; Seino, T.; Kabeya, D.; Okamoto, T.; Ito, M. T.; Kaneko, N. & Hasegawa, M. (2015). Biotic homogenization and differentiation of soil faunal communities in the production forest landscape: taxonomic and functional perspectives. *Oecologia*, 177:533-544.
- Moulton, T. P.; Souza, de M. L. & Franco de O. A. (2007). Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation*, 2 (1) 28-35.
- Olden, J. D. & Poff, N. L. (2003). Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist*, 162: 442-460.
- Olden, J. D. & Rooney, T. P. (2006a). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*, 15:113-120.
- Olden, J. D.; Poff, N. L. & McKinney, M. L. (2006b). Forecasting faunal and floral homogenization associated with human population geography in North America. *Biological Conservation*, 127: 261-271.
- Olden, J. D.; Kennard, M. J.; Leprieur, F.; Tedesco, P. A.; Winemiller, K.O.; Hermoso, V., Clavero, M. & Kennard, M. J. (2012). Determinants of fine-scale homogenization and differentiation of native freshwater fish faunas in a Mediterranean Basin: implications for conservation. *Diversity and Distributions*, 18: 236-247.

- Orsi, M. L. & Britton, J. R. (2014). Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. *Journal of Fish Biology*, 84: 1964-1970.
- Pasari, J. R.; Levi, T., Zavaleta, E. S. & Tilman, D. (2013). Several scales of biodiversity affect ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 119: 10219–10222.
- Pelicice, F. M.; Vitule, J. R. S.; Lima-Junior, D. P.; Orsi, M. L. & Agostinho, A. A. (2014). A serious new threat to Brazilian freshwater ecosystems: the naturalization of nonnative fish by decree. *Conservation Letters*, 7: 55-60.
- Pelicice, F. M.; Azevedo-Santos, V. M.; Vitule, J. R. S.; Orsi, M. L.; Lima Junior, D. P.; Magalhães, A. L. B.; Pompeu, P. S.; Petrere-Junior, M.; Agostinho, A. A. (2017). Neotropical freshwater fishes imperiled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 1–15.
- Pérez, J. E.; Alfonsi, C.; Nirchio, M.; Muñoz, C.; Gómez, J. A. (2003). The introduction of exotic species in aquaculture: a solution or part of the problem? *Interciência*, 28(4): 234- 238.
- Pettesse, M. L. & Petrere Jr., M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48: 109-116.
- Petsch, D. K. (2016). Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *International Review of Hydrobiology*, 101: 113-122.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M. & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 5732-5737.
- Pool, T. K. & Olden, J. D. (2012). Taxonomic and functional homogenization of an endemic desert fish fauna. *Diversity and Distributions*, 18: 366–376.
- Rahel, F. J. (2002). Homogenization of fish faunas across the United States. *Science*, 288: 854-856.
- Rahel, F.J. (2007). Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biology*, 52: 696-710.
- Rischbieter, C. (2000). Structures to prevent the spread of nuisance fish from Lake Davis, California. *North American Journal of Fisheries Management*. 20:784–790.
- Saint-Paul, U. (2017). Native fish species boosting Brazilian's aquaculture development. *Acta Fish Aquatic Research*. 5:1–9.

- Saunders, D. L.; Meeuwig J. J. & Vincent A. C. J. (2002). Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, 16:30–41.
- Simberloff, D. & Vitule, J. R. S. (2014). A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos* 123: 408–413.
- Siqueira, T.; Lacerda, C. G. T. & Saito, V. S. (2015). How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? *Biotropica*, 47: 509–516.
- Smart, S. M.; Thompson, K.; Marrs, R. H.; Le Duc, M. G.; Maskell, L.C. & Firbank, L.G. (2006). Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B*, 273: 2659-2665.
- Solar, R. R. C.; Barlow, J.; Ferreira, J.; Berenguer, E.; Lees, A. C.; Thomson, J. R.; Louzada, J.; Maués, M.; Moura, N. G.; Oliveira, V. H. F.; Chaul, J. C. M.; Schoereder, J. H.; Vieira, I. C. G.; Nally, R. M.; Gardner, T. A. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, 18: 1108-1118.
- Su, G.; Xu, J.; Akasaka, M.; Molinos, J. G. & Matsuzaki, S. S. (2015). Human impacts on functional and taxonomic homogenization of plateau fish assemblages in Yunnan, China. *Global Ecology and Conservation*, 4: 470-478.
- Suzuki, H. I.; Bulla, C. K. & Agostinho, A. A. (2005). Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. In: *Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais)* (Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A. & Gomes, L. C. eds.). p.223-236. RiMa, São Carlos.
- Toussaint, A.; Charpin, N.; Brosse, S. & Villéger, S. (2016). Global functional diversity of freshwater fish is concentrated in the Neotropics while functional vulnerability is widespread. *Scientific Reports*, 6: 22125.
- Vallejos, M.A.V.; Padial, A. A. & Vitule, J. R. S. (2016). Human-induced landscape changes homogenize Atlantic Forest bird assemblages through nested species loss. *PLoS ONE*, 11(2): e0147058.
- Vannote, R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37:130–137.
- Vargas, P. V.; Arismendi, I. & Gomez-Uchida, D. (2015). Evaluating taxonomic homogenization of freshwater fish assemblages in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 88(1):16.

- Villéger, S.; Blanchet, S.; Beauchard, O.; Oberdorff, T.; Brosse, S. (2011). Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, 108: 18003-18008.
- Villegier, S.; Grenouillet, G. & Brosse, S. (2013). Decomposing functional b-diversity reveals that low functional b-diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 671–681.
- Vitule, J. R. S.; Azevedo-Santos, V. A.; Daga, V. S.; Lima-Junior, D. P.; Magalhães, A. L. B.; Orsi, M. L.; Pelicice, F. M.; Agostinho, A. A. (2015). Brazil's drought: Protect biodiversity. *Science*, 347:1427.
- Vitule, J. R. S., Skóra, F. & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18: 111-120.
- Wang, S. & Loreau, M. (2014). Ecosystem stability in space: a, b and c variability. *Ecology Letters*. 17: 891–901.
- Winter, M.; Schweiger, O.; Klotz, S. W.; Nentwig, P.; Andriopoulos, M.; Arianoutsou, C.; Basnou, P.; Delipetrou, V.; Didziulis, M.; Hejda, P. E.; Hulme, P. W.; Lambdon, J.; Pergl, P.; Pysek, D. B; Roy, I. K. (2009). Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106: 21721-21725.
- Wittenberg, R. & Cock, M. J. W. (2001). *Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK.

ANEXOS

Anexo 1. Valores brutos dos dados abióticos coletados em cada área de coleta em diferentes períodos. Temp= temperatura; cond. = condutividade; OD= oxigênio dissolvido; transp.= transparência e prof. = profundidade

campanha	área	pH	temp.	cond.	OD	transp.	prof.	vazão
I	1,00	6,60	29,20	227,40	51,40	0,50	3,00	39,00
I	1,00	6,70	29,10	1059,00	49,30	0,60	4,60	39,00
I	1,00	7,36	29,00	9400,00	50,70	1,20	3,30	39,00
I	2,00	4,79	27,00	104,40	49,20	1,00	4,00	39,00
I	2,00	3,87	25,70	143,70	52,50	1,00	5,00	39,00
I	2,00	4,35	25,80	142,50	53,00	1,00	4,00	39,00
I	3,00	4,49	26,80	98,30	50,80	1,00	4,00	39,00
I	3,00	3,97	26,70	97,40	50,40	2,20	2,20	39,00
I	3,00	3,84	26,60	180,60	51,30	1,50	4,50	39,00
I	4,00	6,61	25,80	43,30	60,60	1,50	4,00	39,00
I	4,00	5,57	25,80	38,10	61,70	2,00	2,00	39,00
I	4,00	4,22	24,80	111,50	68,10	2,00	2,00	39,00
I	5,00	7,50	25,30	74,80	8,01	1,80	2,20	11,70
I	5,00	7,50	25,30	73,80	6,13	1,50	1,80	11,70
I	5,00	7,00	25,50	71,50	7,71	1,80	1,80	11,70
I	6,00	7,00	26,60	33,10	7,77	1,00	2,00	11,70
I	6,00	7,00	26,70	32,80	7,60	0,80	2,20	11,70
I	6,00	7,00	27,30	32,00	7,70	1,00	3,20	11,70
II	1,00	4,27	27,80	316,00	6,26	1,30	1,50	42,00
II	1,00	4,35	27,50	202,90	7,88	1,60	3,00	42,00
II	1,00	4,26	27,90	174,00	7,72	1,50	3,50	42,00
II	2,00	3,20	29,50	194,30	2,36	0,20	4,70	42,00
II	2,00	6,00	28,00	136,60	1,84	0,70	4,00	42,00
II	2,00	5,50	28,10	140,40	3,82	0,80	1,90	42,00
II	3,00	4,53	27,50	98,60	1,20	1,20	2,50	42,00
II	3,00	4,36	27,50	117,10	2,12	0,42	4,90	42,00
II	3,00	4,31	28,10	166,10	1,95	1,05	3,30	42,00
II	4,00	7,00	27,10	30,00	3,34	0,60	3,50	42,00
II	4,00	7,00	26,60	41,50	6,32	0,55	3,00	42,00
II	4,00	6,00	26,90	119,50	5,27	0,60	1,20	42,00
II	5,00	7,00	29,50	107,10	6,26	1,30	1,50	29,40
II	5,00	7,00	31,00	79,10	7,88	1,60	3,00	29,40
II	5,00	7,00	29,40	73,50	7,72	1,50	3,50	29,40
II	6,00	8,00	25,50	26,30	4,71	0,20	1,30	29,40
II	6,00	8,00	25,10	27,30	3,62	0,25	1,50	29,40
II	6,00	8,50	25,60	29,20	2,41	0,30	2,30	29,40
III	1,00	7,48	24,20	20,50	4,51	1,20	4,20	28,00
III	1,00	6,40	24,70	730,00	5,30	1,10	2,50	28,00
III	1,00	6,39	24,90	240,90	5,74	1,60	1,60	28,00
III	2,00	7,00	24,40	53,30	19,26	2,00	3,00	28,00

III	2,00	7,50	24,50	52,00	19,54	1,45	3,50	28,00
III	2,00	7,50	24,60	269,30	18,07	1,60	3,00	28,00
III	3,00	7,00	24,40	51,70	11,80	0,90	1,10	28,00
III	3,00	7,00	24,70	52,10	13,24	1,20	3,90	28,00
III	3,00	7,50	25,10	362,00	15,50	0,45	2,00	28,00
III	4,00	7,00	23,10	30,00	19,54	2,00	4,00	28,00
III	4,00	7,00	24,40	41,50	18,07	1,80	2,50	28,00
III	4,00	7,50	23,70	119,50	11,80	1,20	1,20	28,00
III	5,00	6,50	28,30	32,10	6,68	1,00	2,00	42,20
III	5,00	7,00	30,10	31,10	6,84	1,00	1,50	42,20
III	5,00	7,00	29,00	29,50	6,45	1,00	3,00	42,20
III	6,00	6,50	27,10	30,80	6,15	0,40	1,00	42,20
III	6,00	7,00	28,40	30,10	5,66	1,00	2,50	42,20
III	6,00	7,00	28,60	42,10	4,91	1,00	2,00	42,20
IV	1,00	7,50	22,40	2683,00	8,51	1,80	6,00	19,00
IV	1,00	7,50	23,30	943,00	9,16	2,00	3,00	19,00
IV	1,00	8,00	23,50	521,00	8,17	2,00	2,00	19,00
IV	2,00	6,50	24,40	46,60	6,92	2,20	2,20	19,00
IV	2,00	7,00	23,30	51,80	6,67	1,00	1,00	19,00
IV	2,00	7,00	23,50	226,00	7,56	2,50	4,00	19,00
IV	3,00	7,00	24,50	222,20	2,50	0,40	0,50	19,00
IV	3,00	7,50	24,00	226,00	7,41	1,50	1,80	19,00
IV	3,00	7,50	23,50	51,70	7,37	1,45	1,45	19,00
IV	4,00	7,00	23,00	30,10	8,78	1,80	1,80	19,00
IV	4,00	7,00	24,20	33,70	7,75	2,00	2,00	19,00
IV	4,00	6,50	24,00	39,80	6,50	1,40	3,00	19,00
IV	5,00	6,00	27,90	87,70	5,38	2,00	2,90	24,30
IV	5,00	6,00	27,70	72,70	5,30	2,50	3,00	24,30
IV	5,00	6,00	28,20	71,90	5,43	2,70	3,00	24,30
IV	6,00	5,50	24,80	29,10	5,80	0,60	1,20	24,30
IV	6,00	5,50	24,90	29,10	2,70	0,80	3,00	24,30
IV	6,00	5,50	25,00	39,00	2,30	0,80	2,00	24,30
V	1,00	7,50	25,00	4353,00	6,32	0,40	1,60	10,62
V	1,00	7,00	25,40	4353,00	9,22	1,85	2,30	10,62
V	1,00	6,50	26,20	2504,00	6,92	1,00	1,60	10,62
V	2,00	7,00	25,50	374,00	5,68	1,25	2,00	10,62
V	2,00	6,50	26,20	72,40	5,95	1,25	1,50	10,62
V	2,00	7,00	25,50	518,00	5,51	1,60	1,60	10,62
V	3,00	6,50	25,20	49,20	5,71	1,80	3,30	10,62
V	3,00	7,00	25,10	60,20	5,79	1,20	1,20	10,62
V	3,00	7,00	24,60	2790,00	5,88	1,30	2,00	10,62
V	4,00	6,50	24,00	41,20	7,08	1,15	1,15	10,62
V	4,00	7,00	26,20	51,40	6,67	1,00	1,00	10,62
V	4,00	6,50	25,60	50,50	5,98	1,50	2,60	10,62
V	5,00	6,50	24,20	110,40	3,36	1,60	2,80	16,00
V	5,00	6,50	24,80	72,20	4,05	1,50	2,20	16,00

V	5,00	6,50	25,10	71,60	5,53	1,80	2,20	16,00
V	6,00	6,50	23,50	30,00	5,35	1,50	1,50	16,00
V	6,00	6,50	23,50	30,50	5,02	1,00	1,00	16,00
V	6,00	6,50	23,90	30,00	5,30	1,20	1,20	16,00
VI	1,00	6,50	24,30	388,20	6,35	1,30	5,00	28,10
VI	1,00	7,00	24,30	317,80	6,13	1,20	2,20	28,10
VI	1,00	7,00	24,10	301,10	6,20	2,20	2,60	28,10
VI	2,00	7,00	25,50	37,40	5,68	1,25	2,00	28,10
VI	2,00	6,50	26,20	72,40	5,95	1,25	1,50	28,10
VI	2,00	7,00	25,50	518,00	5,51	1,60	1,60	28,10
VI	3,00	7,00	24,60	85,90	7,50	1,30	3,60	28,10
VI	3,00	6,00	24,80	322,60	6,33	1,50	1,50	28,10
VI	3,00	6,00	25,50	174,00	6,52	1,30	1,30	28,10
VI	4,00	6,50	24,00	41,20	7,08	1,15	1,15	28,10
VI	4,00	7,00	26,20	51,40	6,67	1,00	1,00	28,10
VI	4,00	6,50	25,60	50,50	5,98	1,50	2,60	28,10
VI	5,00	6,50	24,20	110,40	3,36	1,60	2,80	18,80
VI	5,00	6,50	24,80	72,20	4,05	1,50	2,20	18,80
VI	5,00	6,50	25,10	71,60	5,53	1,80	2,20	18,80
VI	6,00	6,50	23,50	30,00	5,35	1,50	1,50	18,80
VI	6,00	6,50	23,90	30,00	5,30	1,20	1,20	18,80
VI	6,00	6,50	23,50	30,50	5,02	1,00	1,00	18,80
VII	1,00	7,00	28,60	250,60	5,44	2,00	2,00	44,00
VII	1,00	7,00	29,00	200,90	5,46	3,00	3,00	44,00
VII	1,00	7,00	28,10	197,70	7,75	1,50	1,50	44,00
VII	2,00	8,00	30,00	145,80	5,58	2,20	2,50	44,00
VII	2,00	6,50	29,60	153,40	5,69	2,00	3,00	44,00
VII	2,00	5,50	29,30	137,50	5,40	1,60	1,60	44,00
VII	3,00	5,50	29,70	120,00	5,71	0,70	0,70	44,00
VII	3,00	5,50	28,90	157,60	5,04	1,00	1,00	44,00
VII	3,00	6,00	28,80	241,60	5,85	1,00	1,50	44,00
VII	4,00	7,00	28,70	57,10	9,05	1,30	1,30	44,00
VII	4,00	5,50	29,00	40,10	5,89	1,00	1,40	44,00
VII	4,00	5,50	29,50	61,10	6,11	1,30	1,50	44,00
VII	5,00	6,50	23,60	119,40	5,70	1,10	1,10	15,80
VII	5,00	6,00	24,40	83,30	8,44	2,00	3,00	15,80
VII	5,00	6,50	24,30	81,50	7,91	1,00	1,00	15,80
VII	6,00	7,00	22,30	32,00	8,13	1,20	1,20	15,80
VII	6,00	7,00	22,40	28,80	7,82	0,80	2,30	15,80
VII	6,00	7,00	23,40	27,60	7,60	1,10	2,10	15,80

CAPÍTULO III

**INFLUÊNCIA DAS ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS NA COMPOSIÇÃO DE
ESTRATÉGIAS REPRODUTIVAS NA ICTIOFAUNA DE UM RIO COSTEIRO
DO SUDESTE BRASILEIRO**

RESUMO

Impactos causados na ictiofauna pela fragmentação e homogeneização de habitats na região neotropical, são pouco compreendidos. O sucesso do estabelecimento de espécies a novas condições ambientais, depende dessas ultrapassarem os filtros ambientais de estabelecimento e coexistência, garantindo a continuidade através do sucesso reprodutivo. No leste do estado do Rio de Janeiro, o Rio São João sofreu grandes alterações hidrológicas entre as décadas de 50 e 80 em sua área de baixada, devido a barramento, drenagens das áreas de várzeas e retificação. O presente trabalho utilizou o modelo de história de vida de Winemiller & Rose (1992) para verificar quais estratégias reprodutivas prevalecem nas áreas a montante (não modificada), represada (diretamente modificada) e a jusante (indiretamente modificada) do rio. Primeiramente, os atributos reprodutivos foram analisados através de uma análise de coordenadas principais (PCoA) e evidenciaram agrupamentos de espécies em estratégias reprodutivas. O eixo I da PCoA explicou 67,02%, enquanto o eixo II explicou 22,50% da variância na matriz de similaridade das estratégias, sendo ambos estatisticamente significativos. Foi verificada a presença de oito espécies periódicas, treze oportunistas, treze em equilíbrio e oito com estratégia intermediária. Para ordenar as espécies em função de seus atributos reprodutivos e das áreas foi utilizado o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e aplicada uma análise de similaridade (ANOSIM) para testar diferenças na composição de estratégias entre as áreas de coleta. Os resultados revelaram variação das estratégias reprodutivas entre as áreas, sendo que a conservada diferiu significativamente das demais. Posteriormente, foi utilizada uma análise canônica de correspondência (CCA), para testar a relação entre as estratégias reprodutivas e as variáveis ambientais entre as áreas alteradas e preservadas. O eixo I da CCA explicou 65,63% ($p=0,002$) e o eixo II explicou apenas 18,65% ($p=0,02$) da variância na matriz biótica. Os fatores ambientais mais significativos positivamente foram a presença de áreas de alagamento (0,54) e a área vegetada adjacente (0,32) e, negativamente, a condutividade (-0,27) e a temperatura (-0,12). Os resultados demonstram que espécies com estratégias reprodutivas sazonais e oportunistas estão mais relacionadas à área com maior integridade ambiental pela presença de áreas de alagamento e de mata ciliar. As espécies com estratégias intermediárias e em equilíbrio, por outro lado, foram as mais abundantes nas áreas alteradas. Este estudo fornece elementos para uma melhor compreensão do papel das estratégias reprodutivas na adaptação a condições ambientais alteradas, permitindo prever quais estratégias podem dominar em ambientes modificados.

Palavras-chave: Fragmentação ambiental, Homogeneização de habitat, Reprodução, História de vida

INTRODUÇÃO

Os processos de fragmentação e homogeneização de habitat ameaçam a integridade da biodiversidade dos ecossistemas em escala global (*e.g.* Dudgeon *et al.*, 2006; Pardini *et al.*, 2010). No ambiente fluvial, a ocorrência desses processos está em franca expansão devido à demanda de abastecimento de água, agricultura, geração de energia e transporte, que alteram o ciclo hidrológico natural, através da formação de reservatórios artificiais, drenagens e retificações (Nilsson *et al.*, 2005; Horzak *et al.*, 2009). Em conjunto, essas alterações causam um impacto ambiental sem precedentes, transformando os ecossistemas fluviais na categoria de ambientes mais ameaçados do planeta (Jackson *et al.*, 2001; Nilsson *et al.*, 2005; Vorosmarty *et al.*, 2010).

Diversos estudos associam o declínio da ictiofauna a resposta a alterações dessa natureza (Jurajda, 1995; Belliard *et al.*, 1999, Fullerton *et al.*, 2010; Perkin & Gido, 2011). A fragmentação das paisagens ribeirinhas acarreta profundas alterações no ciclo hidrológico natural, devido à perda da conectividade do contínuo fluvial, alterando assim estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas (Liermann *et al.*, 2012). O que impossibilita a migração de espécies que dependem das condições lóticis e dos acessos livres aos locais de reprodução e desova (Hoeinghaus *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2007; Vorosmarty *et al.*, 2010, Perkin *et al.*, 2013; Rolls *et al.*, 2013), ou até mesmo provocando extinções locais (Dunham *et al.*, 2004).

Estudos que avaliam os impactos causados pela fragmentação e homogeneização na região neotropical sobre a estrutura e composição da ictiofauna são escassos e pouco compreendidos quanto ao sucesso das espécies em se adaptarem às condições ambientais vigentes (Matthews, 1998; Agostinho *et al.*, 2008; Bailly *et al.*, 2016). O modelo de história de vida proposto por Winemiller & Rose (1992) aborda a relação entre os atributos reprodutivos e as variáveis demográficas, refletindo as estratégias reprodutivas de cada espécie. A comparação da história de vida entre as espécies permite identificar, de forma independente, três padrões de estratégias reprodutivas em um plano espacial triangular (Winemiller, 1989; Winemiller & Rose, 1992; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Zeug & Winemiller, 2007). Os padrões propostos por Winemiller & Rose (1992) são: de equilíbrio (1), que representa espécies com período prolongado de desova e investimento no cuidado com os alevinos; oportunista (2), composta por espécies de pequeno porte, maturação sexual rápida e desova múltipla; sazonal (3), composto por espécies de alta fecundidade, ausência de cuidado parental e maturação tardia.

A seleção de uma estratégia reprodutiva por uma espécie depende das interações entre fatores intrínsecos (fisiológicos) e fatores extrínsecos, como a qualidade do habitat, relações interespecíficas e também fatores físicos e regime hidrológico (Lowe-McConnell, 1987; Wootton, 1989). Essas são as predições de hipóteses como a do “habitat template”, que propõe que a variabilidade temporal e espacial do habitat físico influencia na evolução da combinação de comportamento, fisiologia e características de história de vida das espécies (Southwood, 1977, 1988; Poff & Ward, 1990). Este modelo demonstra que as pressões evolutivas dão forma à estratégia ecológica de uma espécie (Southwood *et al.*, 1974). Em contrapartida, as características históricas e filogenéticas limitam algumas características específicas, independente do habitat (Gould & Lewontin, 1979). Em ambientes alterados, as estratégias reprodutivas de maior plasticidade se sobressaem, pois essas tendem a maximizar diferentes formas de alocação de energia, garantindo o sucesso reprodutivo (Winemiller *et al.*, 2008; Olden, 2006, Perkin *et al.*, 2011). Desta forma, o conhecimento dos atributos é essencial para a compreensão dos mecanismos que influenciam o sucesso reprodutivo em função do ambiente (Vila-Gispert *et al.*, 2002) e proporciona informações básicas para entender o tipo de estratégia predominante entre as espécies (Vila-Gispert *et al.*, 2002; Zeug & Winemiller, 2007).

Localizada no leste do Estado do Rio de Janeiro, a bacia hidrográfica do Rio São João é um exemplo de bacia fortemente afetada por grandes alterações hidrológicas por ações antrópicas. Entre os anos de 1950 e 1985, o Rio São João e seus tributários sofreram grandes alterações através de obras realizadas pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento, assim como ocorreu em outros rios costeiros no Brasil (CILSJ, 2002). Com o objetivo de desenvolver a agricultura, a erradicação de doenças transmitidas por insetos e o abastecimento de água, foram realizadas obras de retificação dos canais fluviais, drenagem das áreas mais planas e a edificação de uma barragem visando à formação da represa de Juturnaíba (CILSJ, 2002). As obras realizadas pelo DNOS na bacia promoveram profundas alterações no ciclo hidrológico natural, reduzindo a complexidade estrutural e eliminando a conectividade lateral da calha do rio com os ambientes da planície de inundação (Franklin *et al.*, 2001). Antes dessas obras, o rio meandrava por 130 km e formava uma extensa área de inundação, onde brejos e lagoas marginais ocupavam mais de 140 km² do curso inferior (CILSJ, 2002).

De acordo com Mazzoni *et al.* (2009), as regiões de baixada litorânea do estado do Rio de Janeiro abrigam importantes remanescentes de espécies endêmicas ou com exigências ecológicas muito restritas. No entanto, essas áreas em franco processo de

adensamento populacional não recebem nenhuma atenção quanto à conservação da biodiversidade (Moulton *et al.*, 2007). Diversos estudos associam o declínio na riqueza de espécies, no recrutamento e nas densidades populacionais da ictiofauna local a alterações dessa natureza (Jurajda, 1995; Belliard *et al.*, 1999). Para o Rio São João, um estudo realizado a montante do reservatório de Juturnaíba, registrou o empobrecimento da ictiofauna em trecho retificado do rio quando comparado a um trecho natural (Jaramillo-Villa, 2010). No entanto, tanto na área represada como a jusante do reservatório de Juturnaíba, pouco se sabe sobre a magnitude do efeito dessas alterações na composição e na reprodução das espécies.

O presente estudo avaliou a composição de estratégias reprodutivas dos peixes do Rio São João utilizando o modelo de história de vida proposto por Winemiller & Rose (1992) (Fig.1), tendo por meta verificar quais estratégias reprodutivas se sobressaíram frente à fragmentação e à homogeneização do habitat. Nossos objetivos incluíram: (1) analisar e identificar as estratégias reprodutivas encontradas nas principais espécies de água doce do baixo Rio São João; (2) verificar mudanças na composição de estratégias reprodutivas em função de um gradiente ambiental (3) verificar a relação entre as estratégias reprodutivas e as variáveis ambientais entre as áreas alteradas e preservadas, a fim de determinar quais são as estratégias mais eficientes e as mais sensíveis às alterações ambientais.

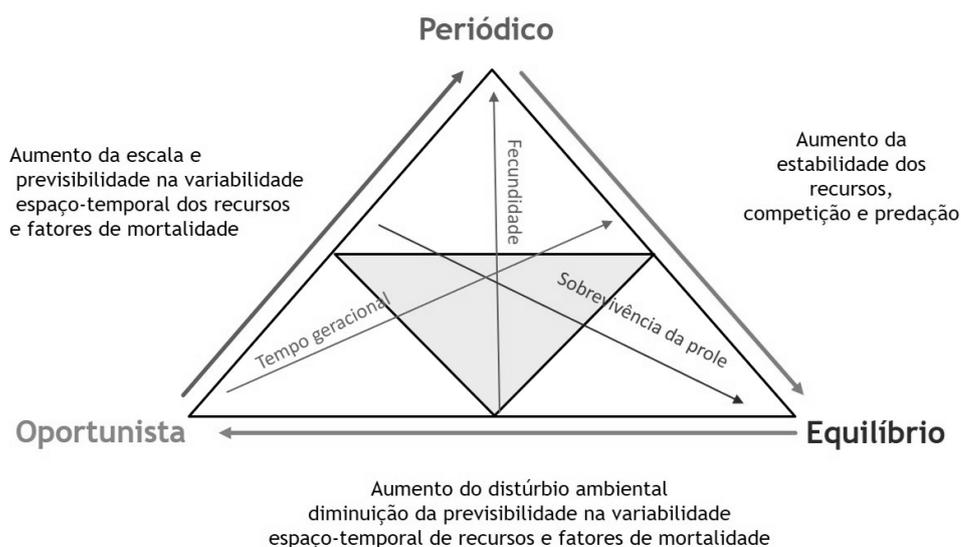


Figura 1. Modelo do contínuo de história de vida de peixes adaptado (Winemiller & Rose 1992). As flechas no centro da figura significam: (1) fecundidade; (2) tempo de geração; (3) sobrevivência dos juvenis.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia do Rio São João está inserida no bioma Mata Atlântica e localizada na ecorregião biogeográfica Fluminense (Abell *et al.*, 2008). Possui uma área de drenagem de cerca de 2.190 km² envolvendo parcialmente seis municípios. O Rio São João nasce na Serra do Sambê, no município de Cachoeira de Macacu, a 800 metros de altitude. Percorre aproximadamente 120 km até desaguar no Oceano Atlântico, entre os municípios de Casimiro de Abreu (Distrito de Barra de São João) e Cabo Frio (Distrito de Santo Antônio) (CILSJ, 2002). O relevo da bacia nas áreas de baixadas eram ocupadas por brejos e mata ribeirinha, antes da drenagem e retificação do rio pelos fazendeiros e pelas obras do DNOS. Entretanto, existe apenas uma área com remanescente de mata ripária com lagoas marginais adjacentes).

Coleta ictiológica

Foram realizadas 14 coletas bimestrais entre janeiro de 2016 e janeiro de 2017 na área a jusante do reservatório de Juturnaíba e oito a montante, de outubro de 2016 até outubro de 2017. As coletas foram realizadas em cinco áreas no trecho de baixada do Rio São João, contemplando um gradiente longitudinal de aproximadamente 80 km, a fim de comparar diferenças na composição de espécies e em áreas do curso natural do rio, represada, retilinizada e estuarina. A primeira área contemplou o Rio São João a montante do reservatório de Juturnaiba e limítrofe à Rebio de Poço das Antas, sendo este o trecho mais preservado do trecho de sedimentação do rio, possuindo mata ripária e extensa área de alagamento adjacente, composta por brejos e lagoas marginais, constituindo um ambiente heterogêneo e estruturado. A segunda área foi composta por pontos dentro do reservatório de Juturnaiba, sendo esta área composta por ambiente lântico, homogêneo, com grande quantidade de macrófitas submersas, principalmente *Egeria densa*, e cercada por empreendimentos agropastoris (observação pessoal). A terceira área compreendeu o trecho retificado abaixo da barragem, possuindo uma pequena área com mata ciliar preservada e empreendimentos agrícolas no entorno. A quarta área caracteriza-se por um trecho com leito original e mata riparia adjacente, localizada em paralelo à retificação, possuindo suas áreas de alagados drenadas por empreendimentos agrícolas do entorno. O quinto trecho compreendeu uma área retilinizada, que caracteriza um ambiente pouco

estruturado com grande quantidade de macrófitas submersas do gênero *Eleocharis*. As áreas de alagamento foram drenadas e a mata ripária, extirpada, sendo atualmente toda esta área ocupada por extensas pastagens (Fig.2).

Cada área foi dividida em três pontos de coleta e, em cada um, foi instalada uma bateria de redes com tamanhos padronizados de 10x2, nas seguintes malhas: 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 60, 80 mm e uma rede feiticeira (composta por dois panos externos de 110 mm e um pano interno de 30 mm) totalizando 30 redes por ponto. As redes eram instaladas no fim da tarde e retiradas pela manhã, compreendendo um período de 14 horas, sendo realizada despesca noturna para evitar predação por jacarés e lontras e para melhor conservação dos exemplares. Foram utilizados outros apetrechos como tarrafas, arrastinhos e rapiché em cada ponto de coleta, sendo realizados 10 lances de cada apetrecho a fim de capturar as espécies de pequeno porte. Os peixes recém capturados foram mantidos em gelo até serem fixados por injeções intraperitoneais e intramusculares de solução de formalina 4%, seguido de imersão na solução, sendo posteriormente conservados em álcool 70° GL. As variáveis ambientais foram obtidas em cada ponto de coleta, foram mensuradas a condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido e pH foram obtidas através de uma sonda multiparâmetro YSI, enquanto a transparência e profundidade através de um disco de Secchi. Os dados de precipitação e vazão foram obtidos no banco de dados da Agência Nacional das Águas (ANA). Em laboratório, os exemplares foram identificados através de literatura especializada e tombados na coleção zoológica do Instituto Especializado de Biodiversidade e Sustentabilidade da Universidade Federal do Rio de Janeiro (NUPEM/UFRJ).

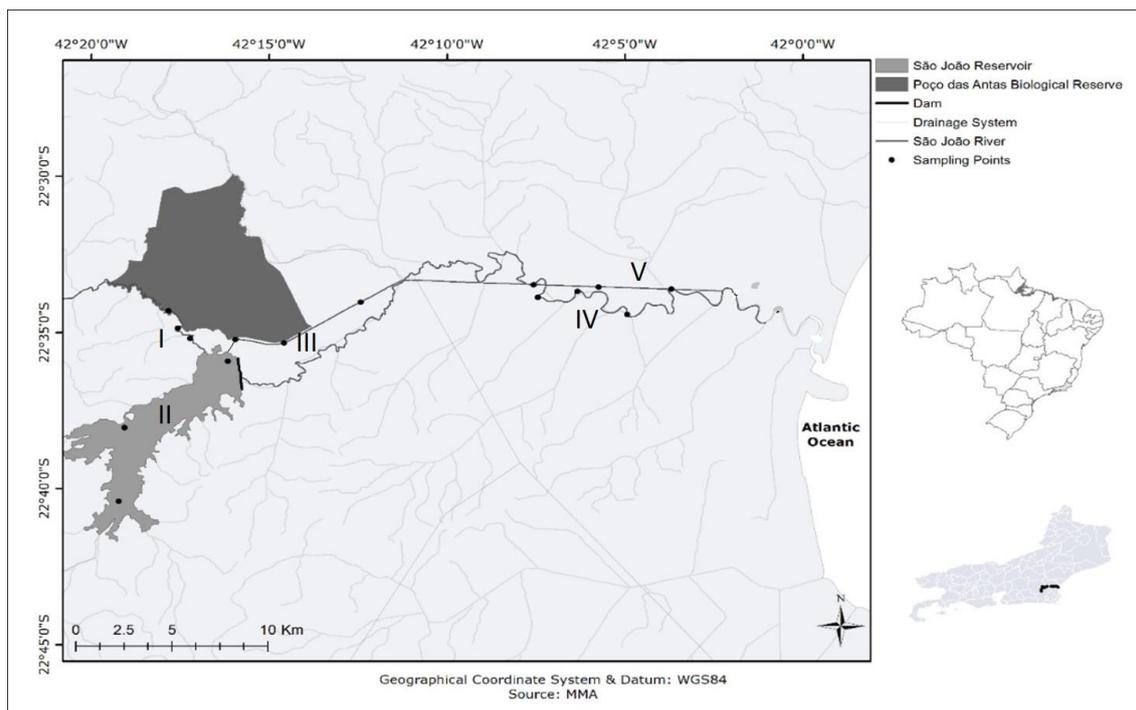


Figura 2. Área de abrangência do estudo, contemplando os trechos amostrados no Rio São João. I- Área preservada a montante da represa, II- reservatório de Juturnaíba, III-área retelinizada, IV- área com o curso natural, V- área inferior retelinizada.

Análise laboratorial

Foram coletadas 51 espécies de água doce, mas para o estudo foram utilizados exemplares das 44 espécies com número superior a 30 indivíduos. Em laboratório foram obtidos os dados biométricos: comprimento total (Ct), comprimento padrão (Cp) e massa corpórea total (Pt) através da utilização de ictiômetro e balança de precisão de 0,01 g. Em seguida, os espécimes foram dissecados para identificação do sexo e caracterização macroscópica dos estágios reprodutivos. As gônadas foram pesadas em balança analítica (0,001 g) para posterior cálculo do Índice gonadossomático (IGS). Fragmentos de gônadas foram retirados e fixados em formol a 10% para processamento histológico destinado a confirmar a classificação macroscópica, seguindo a nomenclatura estabelecida por Brown-Peterson *et al.* (2011). O índice gonadossomático (IGS) foi calculado conforme demonstrado na equação abaixo, na qual Pg é o peso da gônada e Pt é o peso total do espécime, ambos em grama: $IGS = (Pg/Pt) \times 100$.

O tamanho de primeira maturação gonadal (L50 – ou tamanho em que pelo menos 50% dos indivíduos se encontram maduros) foi estimado através do comprimento médio de primeira maturação sexual (mm) de machos e fêmeas separadamente, através da curva que relaciona o ponto médio das classes de comprimento padrão com a frequência relativa de indivíduos adultos (Vazzoler, 1996). Construiu-se um diagrama de dispersão entre

classes utilizando-se o comprimento total e a frequência de fêmeas e machos adultos para verificação do comprimento médio da primeira maturação sexual (L50).

A fecundidade total foi estimada com o método de volumetria, pelo qual uma amostra de ovário maduro, com peso pré-estabelecido, tem os ovócitos dissociados do estroma ovariano por solução de Gilson e, após ser colocada em um Becker de volume conhecido, é homogeneizada com um agitador magnético. Após a homogeneização, foi retirada uma subamostra de volume 10 ml com auxílio de uma pipeta provida de pêsca de sucção. O conteúdo da subamostra foi depositado em uma placa de Petri e examinado sob estereomicroscópio para contagem total do número de ovócitos. Foram realizadas duas contagens para cada amostra, com devolução dos ovócitos das duas primeiras, considerando-se como definitiva a média dessas. Para a estimativa do número de ovócitos da amostra foi aplicada a fórmula abaixo, na qual N = número total de ovócitos da amostra; n = número de ovócitos da subamostra; V = volume do Becker ($N = V * n / 10$). Para espécies com baixa fecundidade foram contados todos os ovócitos vitelogênicos

O diâmetro de ovócito maduro de cada espécie foi determinado sob estereomicroscópio dotado de escala micrométrica na ocular. Foram medidos 20 ovócitos vitelogênicos retirados de cada amostra, com o auxílio de uma pipeta provida de pêsca de sucção. O processo foi repetido duas vezes, totalizando 40 ovócitos medidos para cada uma das fêmeas selecionadas. Através da histologia e da análise da fecundidade foi possível verificar o tipo de desova de cada espécie de acordo com a presença de diferentes classes tamanho de ovócitos presentes no ovário maduro, sendo classificados como: desovantes totais, parcelados e assincrônicos. O cuidado parental foi analisado de acordo com a classificação de Winemiller (1989) e com literatura de suporte indicando a presença de cuidado parental de cada espécie, a qual é estabelecido valores qualitativos de 1 para sem cuidado parental e 2 para espécies com cuidado parental.

Análises estatísticas

Atributos reprodutivos

Primeiramente avaliamos o *continuum* do modelo de história de vida de Winemiller & Rose (1992) com os atributos reprodutivos de 44 espécies de água doce (Tab.1). Foi realizada uma análise de coordenadas principais (PCoA) na matriz de espécies por característica, com a finalidade de resumir os traços de história de vida e verificar similaridades de estratégias entre as espécies. O método baseia-se no cálculo da distância euclidiana entre as espécies com os atributos reprodutivos em um espaço trilateral,

permitindo verificar a relação de cada espécie com a sua respectiva estratégia (oportunistas, periódicas ou em equilíbrio) de acordo com sua localização no espaço. De posse dos valores das distâncias Euclidianas calculadas (normalizadas entre 0 e 1), foi possível verificar um "peso de estratégia" ao longo de cada gradiente de história de vida de modo que três valores fossem calculados para cada espécie. Para essa análise foram utilizadas todas as variáveis analisadas: diâmetro do ovócito (DO), fecundidade total (FT), tipo de desova (TD), índice gônadosomático (IGS), tipo de cuidado parental (CP), comprimento total atingido (TL) e proporção do tamanho de primeira maturação (PMAT). A afinidade relativa de cada espécie com as estratégias foi calculada de acordo com Mims & Olden (2012).

Tabela 1. Dados brutos dos atributos reprodutivos de cada espécie analisada e suas respectivas abreviaturas. DO (diâmetro do ovócito), FT (fecundidade total), TD (tipo de desova), IGS (índice gônadosomático máximo, CP (tipo de cuidado parental), TL (comprimento total atingido) e PMAT (proporção do tamanho de primeira maturação). Espécies não-nativas estão marcadas por asterisco (*)

ESPÉCIES	COD.	DO	FT	TD	IGS	CP	TL	PMAT
<i>Synbranchus marmoratus</i>	S.mar	1,80	160,00	3,00	7,00	2,00	50,00	26,00
<i>Astyanax giton</i>	A.git	0,06	4.462,00	1,00	10,00	1,00	8,00	63,00
<i>Astyanax gr. bimaculatus</i>	A.bim	0,08	14.900,00	2,00	14,46	1,00	14,00	66,00
<i>Astyanax parahybae</i>	A.jan	0,05	8.400,00	1,00	10,00	1,00	11,50	70,70
<i>Astyanax taeniatus</i>	A.tae	0,04	6.432,00	1,00	9,80	1,00	7,00	54,00
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	H.lue	0,50	645,00	3,00	3,00	1,00	4,00	55,00
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	H.bis	0,50	446,00	3,00	3,00	1,00	4,00	50,00
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	H.ret	0,50	256,00	3,00	3,00	1,00	4,00	54,00
<i>Probolodus heterostomus</i>	P.het	0,70	432,00	3,00	3,00	1,00	4,00	50,00
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	O.hep.	0,05	19.220,00	1,00	16,90	1,00	19,00	71,05
<i>Mimagoniate smicrolepis</i>	M.mic	0,09	297,00	2,00	3,80	2,00	4,00	71,00
<i>Characidium alipioi</i>	C. ali	0,09	186,00	2,00	3,00	1,00	5,00	72,00
<i>Leporinus copelandii</i>	L.cop	0,08	32.017,00	1,00	23,00	1,00	54,00	70,00
<i>Cyphocharax gilbert</i>	C.gil	0,06	27.550,00	1,00	25,50	1,00	19,50	70,60
<i>Nannostomus beckfordi</i> *	N.bec*	1,00	256,00	3,00	3,00	1,00	3,00	55,00
<i>Colossoma macropomum</i> *	C.mac *	0,04	125.895,00	1,00	27,00	1,00	94,00	72,00
<i>Metynnis lippincottianus</i> *	M.lip*	1,00	11.900,00	2,00	18,00	1,00	25,00	64,00
<i>Brycon insignis</i>	B.ins.	0,07	72.050,00	1,00	22,00	1,00	62,00	71,80
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> *	H.uni*	1,40	6.025,00	3,00	13,37	2,00	32,00	40,20

<i>Hoplias malabaricus</i>	H.mal	1,10	8.345,00	3,00	14,90	2,00		46,00	40,00
<i>Clarias gariepinus*</i>	C.gar*	1,20	58.345,00	2,00	18,00	1,00		89,00	35,00
<i>Pimelodella lateristriga</i>	P.lat	0,90	5.320,00	2,00	16,00	1,00		12,00	60,00
<i>Imparphinis shubart</i>	I.shu	0,80	126,00	2,00	15,00	1,00	8,00		56,00
<i>Rhamdia quelen</i>	R.que	0,80	18.234,00	2,00	16,00	1,00		32,00	54,00
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	T.str	1,30	3.350,00	2,00	18,76	1,00	18,00		68,55
<i>Hoplosternum littorale*</i>	H.lit*	1,63	2.683,00	2,00	9,80	4,00		25,00	40,00
<i>Hypostomus affinis</i>	H.aff	2,00	1.784,00	2,00	11,00	4,00		38,00	42,00
<i>Loricariichthys castaneus</i>	L.cast	2,10	647,00	2,00	10,40	4,00	29,00		77,30
<i>Gymnotus carapo</i>	G.car	2,00	567,00	1,00	6,80	2,00		42,00	38,00
<i>Gymnotus pantherinus</i>	G.pan	2,00	346,00	1,00	5,60	2,00		24,00	40,00
<i>Eigenmania virescens</i>	E.vir	1,35	323,00	1,00	5,00	1,00	15,00		43,00
<i>Brachyopomu sjaneiroensis</i>	B.jan	1,70	340,00	1,00	5,00	1,00		18,00	53,00
<i>Phalloceros harpagos</i>	P.har	1,80	43,00	3,00	4,00	4,00	3,00		35,00
<i>Poecilia vivipara</i>	P.viv	1,90	34,00	3,00	4,00	4,00	2,80		35,00
<i>Awaous tajasica</i>	A.taj	1,80	560,00	2,00	4,10	2,00		14,00	59,00
<i>Cichlasoma dimerus*</i>	C.dim	1,10	1.287,00	3,00	8,70	6,00		31,00	38,00
<i>Geophagus brasiliensis</i>	G.bra	1,10	1.834,00	3,00	8,00	6,00		23,00	47,07
<i>Coptodon rendalli*</i>	C.ren	1,30	1.932,00	3,00	6,60	6,00		31,00	35,00
<i>Oreochromis niloticus*</i>	O.nil	1,20	1.616,00	3,00	8,90	6,00		43,00	37,00
<i>Crenicichla lacustris</i>	C.lac	1,40	1.320,00	3,00	8,00	6,00		36,00	66,00
<i>Astronotus ocellatus*</i>	A.oce	1,30	2.303,00	3,00	7,00	6,00		25,00	40,00
<i>Cichla kelberi*</i>	C.kel	1,40	2.014,00	3,00	6,60	6,00		58,00	48,00
<i>Apistogramma trifasciata*</i>	A.tri	0,68	123,00	3,00	4,00	4,00	5,00		52,00

Variação e importância de estratégias no gradiente ambiental

Para verificar as diferenças na composição de estratégias em função dos gradientes ambientais foi utilizado o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para ilustrar a distribuição dimensional de distâncias de Bray-Curtis entre amostras e aplicadas à análise de similaridade (ANOSIM) para testar diferenças na composição de estratégias entre as áreas de coleta. Foi utilizado a função "metaMDS" do pacote "vegan" no Programa R (Oksanen, 2011) para executar o NMDS e o ANOSIM. Para verificar a importância das estratégias em cada área de coleta foi realizada uma análise SIMPER (*SimilarityPercentageBreakdown*). Esta análise utilizou os valores logaritmizados [log

(x+1)] e procurou determinar a contribuição individual de cada estratégia para as dissimilaridades encontradas entre as áreas e a similaridade dentro de cada área.

Estratégias reprodutivas vs alterações ambientais

Foi realizado o somatório das abundâncias das espécies que compõem cada estratégia reprodutiva por área de coleta. A abundância das estratégias reprodutivas foi relacionada aos fatores abióticos e estruturais de cada ponto de coleta, como: temperatura d'água, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, profundidade, transparência, precipitação e vazão. Também foi utilizada a porcentagem de cobertura florestal adjacente (*buffer* de 1 km²) e da área de alagamento adjacente (*buffer* de 2 km²) de cada ponto de coleta, sendo calculadas através da ferramenta *Spatial Analyst* no ArcGIS 10 (ESRI, 2009). Todos os valores foram transformados em $\log_{10} + 1$ e realizada uma análise de correspondência canônica (ACC) (Grown, 2004). A ACC é uma análise de gradiente direta, que avalia quanto da variação das estratégias reprodutivas é explicada pelas combinações lineares das variáveis físico-químicas. A significância estatística das correlações entre as variáveis físico-químicas e biológicas extraídas da ACC foi determinada através do teste de Monte Carlo (9999 permutações).

RESULTADOS

A ordenação de espécies de acordo com os atributos de história de vida revelou dois gradientes principais de variação de atributos representada pelos dois primeiros eixos do PCoA que explicou onde o eixo 1 explicou 67,02% e o eixo 2 explicou 22,50% da similaridade das estratégias (ambos estatisticamente significativos $P < 0,001$ com base na randomização de Monte Carlo). No eixo 1, observou o agrupamento de estrategistas sazonais (isto é, espécies relativamente com maior tempo de vida, maturação tardia e alta fecundidade) com escores negativos para os estrategistas oportunistas (isto é, espécies relativamente menores com uma vida curta, maturação precoce e baixa fecundidade) (Fig. 3). O segundo eixo revelou positivamente as espécies com estrategistas em equilíbrio que exibem alto cuidado parental e maior diâmetro do ovócito maduro, e negativamente revelou espécies com baixo cuidado parental e menores diâmetros de ovócitos (Fig. 3).

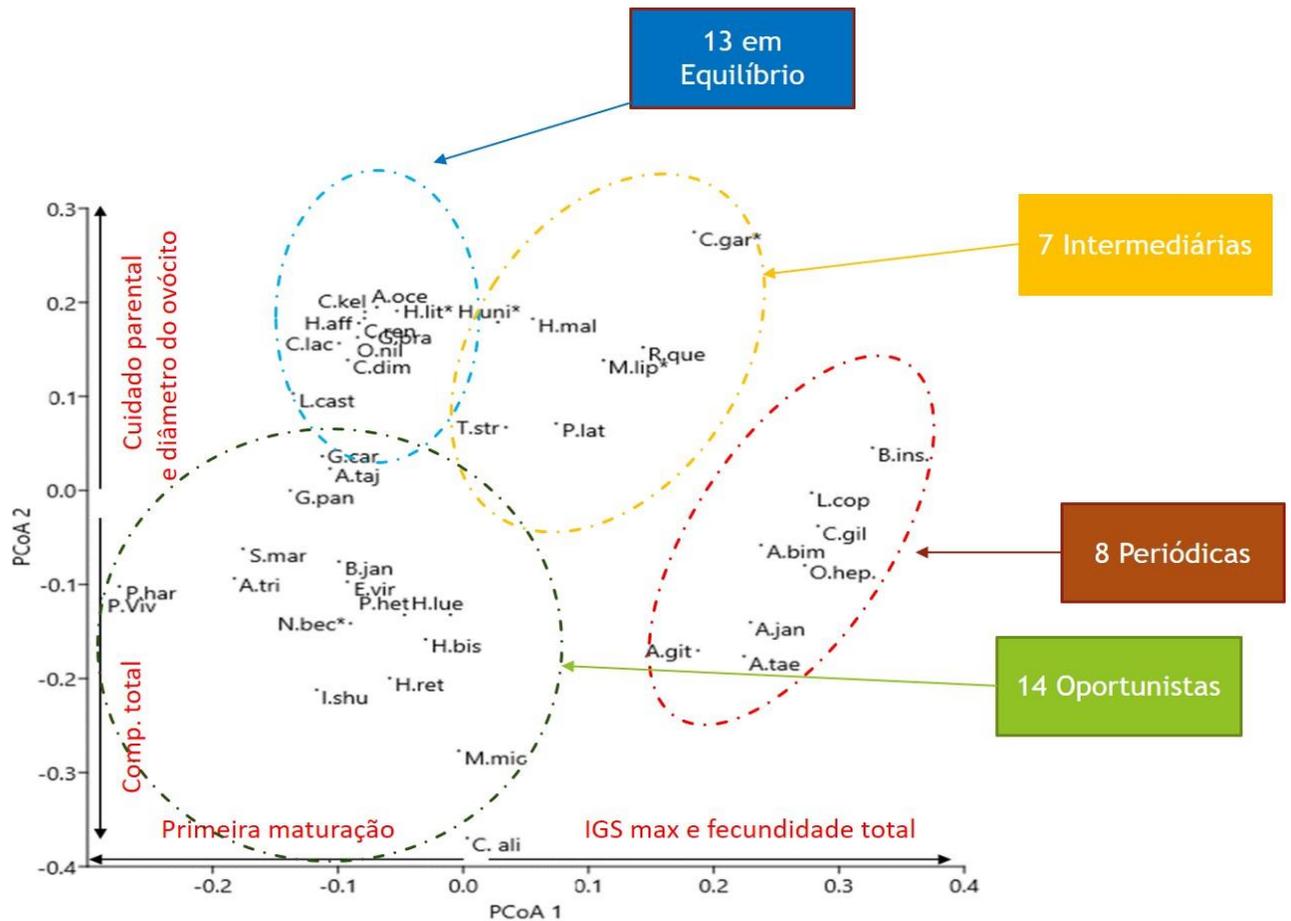


Figura 3. Análise de coordenadas principais (PCoA) entre os atributos reprodutivos e as espécies de água doce coletadas no rio São João. Abreviaturas de espécies presentes na tabela 1. Espécies não-nativas estão marcadas por asterisco (*).

O teste de afinidade relativa entre as espécies e estratégias revelou que o grupo dos estrategistas sazonais foi composto por oito espécies de Characiformes: *Brycon insignis*, *Leporinus copelandii*, *Cyphocharax gilbert*, *Oligosarcus hepsetus*, *Astyanax gr. bimaculatus*, *Astyanax parahybae*, *Astyanax janeiroensis*, *Astyanax giton*. O grupo dos estrategistas em equilíbrio foi composto por 13 espécies, pertencentes a quatro ordens: Cichliformes (*Geophagus brasiliensis*, *Crenichla lacustris*, *Cichla kelberi*, *Astronotus ocellatus*, *Cichlasoma dimerus*, *Coptodon rendalli* e *Oreochromis niloticus*), Siluriformes (*Hypostomus affinis*, *Loricariichthys castaneus* e *Hoplosternum littorale*), Gymnotiformes (*Gymnotus cf. carapo* e *Gymnotus pantherinus*) e Gobiiformes (*Awaous tajacica*). Os estrategistas oportunistas foram representados por 13 espécies das ordens Cyprinodontiformes (*Poecilia viviparae* *Phalloceros harpagos*), Gymnotiformes (*Brachyhypopomus janeiroensis* e *Eigenmannia virescens*), Characiformes (*Hyphessobrycon luetkenii*, *Hyphessobrycon reticulatus*, *Hyphessobrycon bifasciatus*, *Characidium vidali*, *Bryconamericus tenuis*, *Mimagoniates microlepis*, *Nannostomus*

beckfordi), Synbranchiformes (*Synbranchus marmoratus*), Siluriformes (*Imparfinis schubarti*) e Cichliformes (*Apistogramma trifasciata*). Algumas espécies apresentaram estratégia intermediária entre a sazonal e a de equilíbrio como os Characiformes: *Metynnis lippincontianus*, *Hoplias malabaricus* e *Hoplerythrinus unitaeniatus* e os Siluriformes *Trachelyopterus striatulus*, *Pimelodella lateristriga*, *Rhamdia quelen* e *Clarias gariepinus*.

O gráfico bidimensional do NMDS ilustrou alta sobreposição entre as áreas de coleta e as estratégias reprodutivas. A área I foi única área que não teve sobreposição, ficando separada das demais (Fig. 4). Apartir dos resultados da análise SIMPER, as estratégias que mais contribuíram com a dissimilaridade entre as áreas foram a estratégia sazonal (31,95%) e a oportunista (23,45 %) (Tab.2)

Tabela 2. Contribuição de cada estratégia reprodutiva na dissimilaridade entre as áreas de coleta (Análise Simper).

Estratégia	Av. dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean IV	Mean V	Mean III	Mean II	Mean I
SAZ	31,95	57,14	57.14	0,167	0,667	0,5	0,667	7,0
OPO	23,45	28,57	72.97	2,83	3,67	4,17	4,17	5,17
INT	10,17	9,524	91.19	1,0	2,5	1,83	1,83	5,0
EQUI	3,39	4,762	100	3,17	3,5	2,5	3,0	3,33

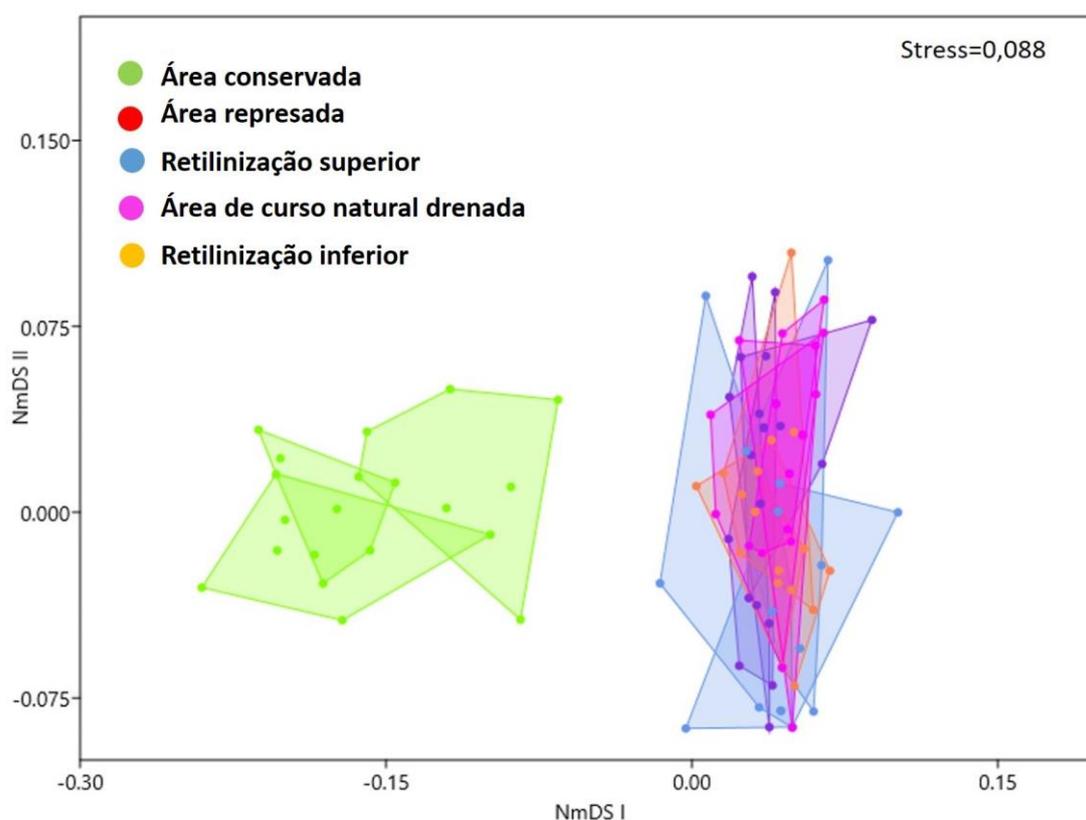


Figura45. Análise multidimensional não métrica (NMDS) relacionando aos dados de riqueza de espécies por estratégia reprodutiva com as áreas de coleta estudadas no Rio São João.

A análise canônica de correspondência (ACC) revelou quais fatores ambientais estão relacionados à distribuição das estratégias reprodutivas no gradiente ambiental estudado. O eixo I explicou 56,38%, enquanto o eixo II explicou apenas 23,25 % (Fig.5). Os fatores ambientais mais significativos foram positivamente a presença de áreas de alagamento e de floresta adjacente e, negativamente, a temperatura e a condutividade. Os resultados demonstram que espécies com estratégias reprodutivas sazonais e oportunistas estão diretamente relacionadas à área I, que possui maior integridade ambiental pela presença de áreas alagamento e mata ciliar, e que nas demais áreas estas estratégias reprodutivas são raras nas espécies encontradas. As espécies com estratégias intermediárias e em equilíbrio foram as mais abundantes na área II (represada), III (retificação superior), IV (curso natural drenada) e V (retificação inferior).

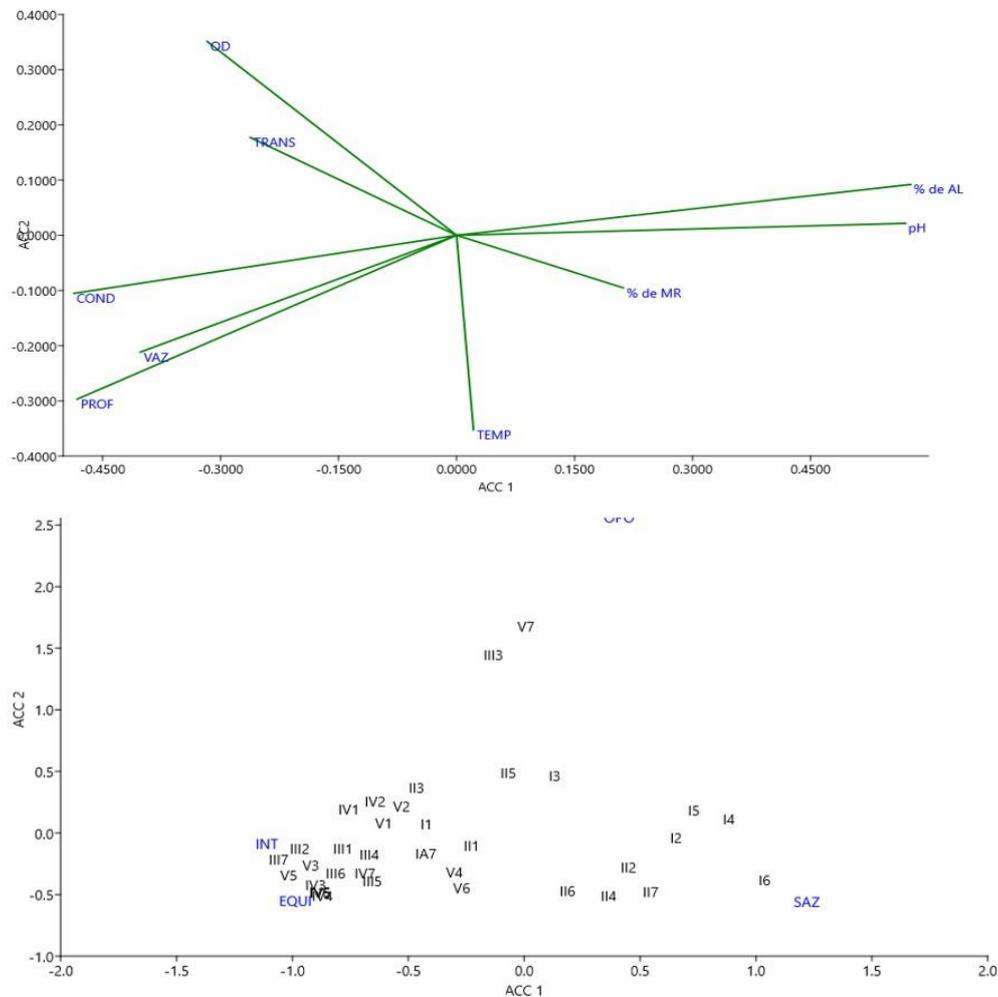


Figura 5. Análise de correspondência canônica (ACC) correlacionando os dados de abundância das estratégias reprodutivas com fatores ambientais das áreas de coleta estudadas no Rio São João em diferentes períodos do ano de 2016-2017. Estão plotados os seguintes preditores ambientais: pH, vazão (Vaz), profundidade (Prof.), área de alagamento (A. Ala), área vegetada (A.veg.), transparência (Trans.), temperatura (Temp.) e condutividade (Cond.).

Em negro estão os pontos amostrais e em azul as estratégias reprodutivas de equilíbrio (EQUI), sazonal (SAZ), oportunista (OPO) e intermediária (INT).

DISCUSSÃO

A ordenação dos atributos de história de vida das espécies de peixes estudadas foi aderente aos padrões propostos pelo modelo de Winemiller & Rose (1992). Os resultados demonstraram a separação das espécies de peixes em quatro grupos e a tendência de alguns padrões de estratégia de história de vida predominarem em algumas áreas de estudo. Essa tendência foi observada em outros estudos sobre a ictiofauna em diferentes continentes, confirmando a viabilidade do modelo (Vila-Gispert & Moreno-Amich, 2002; Olden *et al.*, 2006; Mims *et al.*, 2010). Nos últimos anos, o desenvolvimento e exploração de atributos reprodutivos se tornaram um importante avanço nas abordagens ecológicas de peixes de água doce (Winemiller, 2008; Mims & Olden 2010; Perkin *et al.*, 2016). Foi verificado que as estratégias reprodutivas oportunista, periódica e de equilíbrio foram definidas basicamente por *trade-offs* entre o tamanho de primeira maturação, fecundidade e sobrevivência da prole (Winemiller 1989; Vila-Gispert *et al.*, 2002; King & McFarlane, 2003; Olden *et al.*, 2006, Mims & Olden, 2013, Perkin *et al.*, 2016). Outro fato importante foi a presença de espécies com estratégias intermediárias, o que demonstra que a variação dos atributos é contínua dentro do modelo e também reflexo de plasticidade fenotípica em certo grau!

O modelo de história de vida tem se mostrado mais eficiente que o componente taxonômico, em função dos atributos reprodutivos utilizados não serem conservativos entre as ordens e famílias (Olden, 2006, Mims & Olden, 2010, Mims & Olden, 2013, Perkin *et al.*, 2016). De um modo geral, nossos resultados corroboram com outros trabalhos realizados em que as estratégias de história de vida se mostraram variáveis entre as espécies de famílias das ordens Characiformes e Siluriformes. Essas foram as ordens com maior amplitude de variação nos atributos reprodutivos analisados, o que também foi observado por Bazzoli (2003), e este fato está relacionado à enorme riqueza de espécies dessas ordens no ambiente neotropical. Characiformes são bastante variáveis na composição de estratégias reprodutivas (Godinho *et al.*, 2010; Arantes *et al.*, 2017), distribuindo-se na ordenação entre as estratégias oportunista, sazonal e intermediária, estando distribuídos nas diferentes áreas de coleta. Já as espécies da ordem Siluriformes foram influenciadas pela ocorrência de cuidado parental e pela fecundidade (baixa ou média), estando dispostos na ordenação entre estratégias em equilíbrio, intermediárias e oportunistas, como reportado em outros trabalhos (Winemiller, 1989; Miyamoto, 1990; Godinho *et al.*, 2010; Melo *et*

al., 2011). Cichliformes foi o grupo que possuiu a maior quantidade de espécies em equilíbrio, no entanto, apenas duas espécies, das sete capturadas, são nativas. Espécies com este tipo de estratégia possuem como característica investimento em cuidado parental, ovócitos grandes e baixa fecundidade, sendo que estes atributos maximizam a taxa de aumento intrínseco da população o que provavelmente é uma vantagem quando a densidade populacional é reduzida por algum distúrbio ou predação, conseguindo se sobressair em ambientes alterados (Winemiller *et al.*, 2008).

O uso de atributos reprodutivos permitiu a comparação da composição de espécies que possuem diferentes distribuições, sob uma perspectiva funcional, para investigar a relação entre as comunidades biológicas e os ambientes (Olden & Kennard, 2010; Blanck & Lamouroux, 2007; Mims & Olden, 2010, Perkin *et al.*, 2016). De acordo com Winemiller (2005), diversas histórias de vida podem ser encontradas entre as espécies que habitam um único habitat, pois elas podem perceber e responder à variação dos fatores ambientais de maneiras distintas.

Na área de curso natural preservado (área I) foi a que abrigou a maior quantidade de estratégias, no entanto, as estratégias oportunista e sazonal foram limitadas e predominantes nesta área. Nas demais áreas ocorreu domínio de espécies em equilíbrio e intermediária. Isso se explica pelas características da área I, que é mais conservada possuindo um trecho contínuo com maior dinâmica de vazão e heterogeneidade de habitats, que são mais importantes para a reprodução de peixes (Zeug & Winemiller, 2007). Essa área fornece habitats efêmeros, sazonais e perenes durante o ano e as espécies podem evitar ou explorar a vazão de forma variada (Poff *et al.*, 1997; Allan, 2004), o que pode explicar a grande variação no tamanho e na fecundidade das espécies em relação às espécies que habitam os outros ambientes. O predomínio de espécies oportunistas parece ser uma característica recorrente nesses habitats, pois este tipo de estratégia permite o aumento na taxa intrínseca e o aumento populacional em ambientes mais instáveis (Castro, 1999; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Couto & Aquino, 2011). Essa situação também foi verificada por Perkin *et al.* (2016) no Sabine River, USA, em um estudo do efeito da fragmentação sobre a ictiofauna, demonstrando que espécies oportunistas decaíram após a construção de um reservatório na região.

Os resultados demonstraram que a baixa diversidade de espécies sazonais e as menores abundâncias dessas espécies estão ambas diretamente relacionadas à ausência de áreas alagamento e mata ciliar, sendo constatadas as maiores abundâncias de indivíduos e riqueza de espécies na área I. Isso se explica pela necessidade de diferentes habitats para

completarem seu ciclo de vida; durante o período reprodutivo migram para áreas mais adequadas para a desova e desenvolvimento de ovos e larvas, o que pode aumentar a sobrevivência das formas jovens (Agostinho *et al.*, 2008, Winemiller *et al.*, 2008). De acordo com Gomes & Miranda (2001), poucas espécies neotropicais possuem adaptações para sobrevivência e sustentação de suas populações em ambientes homogêneos lênticos (pelágicos), como os criados por barramento. A maioria das espécies neotropicais evoluíram em ambientes lóticos e desenvolveram estratégias de história de vida relacionadas ao regime de fluxo hidrológico (Winemiller, 1989; Tedesco *et al.*, 2008). No caso do Rio São João, essas espécies perderam áreas de reprodução, recrutamento e alimentação, devido à retificação, drenagem e desmatamento; algumas tiveram suas rotas migratórias interrompidas, devido ao barramento.

As espécies com estratégia de equilíbrio e intermediárias possuem maior plasticidade nas formas de alocação de energia, ambas garantindo o sucesso reprodutivo (Winemiller *et al.*, 2008). Além disso, estas estratégias maximizam a taxa de aumento intrínseco da população o que provavelmente é uma vantagem quando a densidade populacional é reduzida por algum distúrbio ou predação (Winemiller *et al.*, 2008). As espécies em equilíbrio e intermediárias dominaram nas áreas que foram transformadas em ambientes lênticos e semi-lênticos, compreendendo o reservatório e as áreas a jusante. A dominância de espécies com essas estratégias, em ambientes alterados já foi reportada em outros trabalhos em sistemas Neotropicais, principalmente na bacia do Rio Paraná (*e.g.* Suzuki *et al.*, 2005; Agostinho *et al.*, 2007), sendo grande parte das espécies com essas estratégias detectadas no Rio São João são não-nativas. Isso se deve porque espécies com essas estratégias apresentam maior vantagem adaptativa, por conseguirem explorar maior número de nichos possíveis (Lassala & Renesto, 2007), como também pode estar associado à estabilidade hidrológica nos reservatórios e em áreas com ausência de pulso de inundação (Fernando & Holcik, 1991; Tedesco *et al.*, 2008). A relação das espécies em equilíbrio com a estabilidade hidrológica, também foi detectada Gutiérrez *et al.* (2018), em um estudo na planície de inundação do Rio Paraná, verificando relação positiva das espécies em equilíbrio ao período de seca de maior estabilidade ambiental. Este fato pode ser explicado pela menor capacidade de dispersão de espécies em equilíbrio espécies com cuidado parental podem ter uma menor capacidade de dispersão. Esta menor capacidade de dispersão está diretamente relacionada ao maior investimento das espécies em equilíbrio ao cuidado parental em vez de outras atividades, como a somática, crescimento, alimentação

e desenvolvimento gonadal (McBride *et al.*, 2015; Brownscombe *et al.*, 2017; Giam & Olden, 2018).

O estudo permitiu verificar que alterações hidrológicas no Rio São João afetaram diretamente na distribuição e composição de estratégias entre o gradiente ambiental estudado. Múltiplos fatores contribuíram para o padrão encontrado, no entanto, a presença em conjunto de áreas florestadas com áreas de alagamento adjacentes, são os principais fatores responsáveis na distribuição e composição de estratégias encontradas na região. A área III que está localizada a jusante do reservatório mesmo possuindo o curso natural e cobertura vegetal no entorno, não diferiu das demais áreas alteradas. Isso demonstra a importância da preservação das áreas de alagamento e não apenas as áreas florestadas do entorno, que são legalmente preservadas pelo Código Florestal Brasileiro (Azevedo Santos *et al.*, 2017). As áreas de alagamento são fundamentais como sítios de alimentação, reprodução e recrutamento para uma gama de espécies (Lowe-McConnel, 1987; Nakatani *et al.*, 1997; Suzuki *et al.*, 2005). Somente nestes locais foi registrada a ocorrência de espécies migradoras como o piau-vermelho (*Leporinus copelandii*) e a piabanha (*Brycon insignis*) a qual se encontra na categoria de risco de extinção (EN) (Brasil, 2015). Atualmente, a maior parte destas áreas de inundação foram drenadas, sendo ocupadas por pastagens destinadas a atividades agropastoris, refletindo assim o padrão encontrado a jusante do reservatório. As alterações hidrológicas a jusante da barragem, em função da alteração de vazão, afetou mais do que o próprio reservatório a ictiofauna local, o que também foi observado em outros sistemas neotropicais (Agostinho *et al.*, 2008).

Os dados obtidos levantam novas questões de pesquisa em relação às estratégias da história da vida por responderem aos filtros ambientais, tornando-se necessário o desenvolvimento e aplicação de um modelo de vazão ecológica baseando-se nos atributos de história de vida, para gestão sustentável da manutenção de espécies nativas (Poff *et al.*, 2010). O desenvolvimento desses modelos fornecerá a base para predizer impactos existentes e futuros e as consequências ecológicas das alterações do regime de vazões, do uso da terra, espécies invasoras (Lamouroux, *et al.*, 2006; Olden & Kennard, 2010; Perkin *et al.*, 2016) e espécies ameaçadas.

CONCLUSÕES

Nossos dados fornecem importantes informações de quais estratégias reprodutivas foram selecionadas pelas as alterações hidrológicas realizadas no rio São João. Além de fornecer elementos refinados para uma melhor compreensão do papel das estratégias

reprodutivas na adaptação a condições ambientais alteradas, permitindo prever quais estratégias podem dominar em ambientes modificados. Espécies com estratégias sazonais e oportunistas são mais sensíveis a alterações ambientais, não conseguindo ultrapassar os filtros ambientais de estabelecimento e coexistência nos novos ambientes formados no rio São João, inviabilizando o sucesso reprodutivo destas espécies. Enquanto, espécies com estratégias intermediárias e em equilíbrio foram beneficiadas na ocupação dos novos ambientes formados em virtude de suas características reprodutivas que lhe dão maior flexibilização, facilitando a ultrapassarem os filtros ambientais e dominarem os ambientes alterados. Embora nosso estudo leve em consideração apenas um rio costeiro alterado, espera-se que represente um modelo aplicável a outras regiões que sofreram ou irão sofrer alterações hidrológicas de natureza semelhante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R.; Thieme M. L.; Revenga C.; Bryer M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas S. C.; Bussing, W.; Stiassny, M. L. J.; Skelton, P.; Allen, G. R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Sindorf, R. N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, E.; Heibel, J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H. L.; Reis, R. E.; Lundberg, J. G.; Pérez, M. H. S., Petry, P.C. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58: 403–414.
- Agostinho A. A.; Gomes L. C. & Pelicice F. M. (2007) *Ecologia e Manejo de Recursos Pesqueiros em Reservatórios do Brasil*. EDUEM, Maringá.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M. & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 1119-1132.
- Allan, J. D. (2004). *Landscapes and river scapes: the influence of land use on stream ecosystem*" Annual Reviews Ecology, Evolution and Systematics. 35: 257-284.
- Arantes F. P.; Silva F. A.; Santos J. E.; Rizzo E.; Sato Y. & Bazzoli, N. (2017). Comparative morphology of gonads from six species of fish belonging to the family Anostomidae (Characiformes: Anostomidae). *Revista de Biologia Tropical*, 65 (2): 713-723.
- Bailly, D.; Cassemiro, F. A. S.; Winemiller, K. O.; Diniz-Filho, J. A. F.; Agostinho, A. A. (2016). Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human modified systems. *Journal of Biogeography*, 43:1679-1689.
- Bazzoli, N. (2003). Parâmetros reprodutivos de peixes de interesse comercial do Rio São Francisco, região de Pirapora, MG. In: *Águas, peixes e pescadores do São Francisco*

das Minas Gerais (Godinho, H. P. & Godinho, A.L., eds), pp. 286-300. Belo Horizonte, MG: CNPq/PADCT, Editora PUC Minas.

- Brasil (2015). "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Peixes e Invertebrados Aquáticos". PORTARIA MMA Nº 163, DE 08 DE JUNHO DE 2015, Ministério do Meio Ambiente, Brasil.
- Belliard, J.; Berrebi, R. T. & Monnier, D. (1999). Fish communities and river alteration in the Seine Basin and nearby coastal. *Hydrobiologia*, 400:155-166.
- Blanck, A. & Lamouroux, N. (2007). Large-scale intraspecific variation in life-history traits of European freshwater fish. *Journal of Biogeography*, 34:862–875.
- Brown-Peterson N. J.; Wyanski, D. M.; Saborido-Rey, F.; Macewicz B. J.; Lowerre-Barbieri, S.K. (2011). A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 3: 52-70.
- Brownscombe, J.W.; Cooke S.J.; Algera, D. A.; Hanson, K. C.; Eliason, E. J.; Burnett, N. J. (2017). Ecology of exercise in wild fish: Integrating concepts of individual physiological capacity, behavior, and fitness through diverse case. *Integrative Comparative Biology*, 57(2):281-92.
- Castro, R. M. C. (1999). *Evolução da ictiofauna de riachos sul-americanos: padrões gerais e possíveis processos causais*. Pp. 139- 155. In: Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (Eds.). *Ecologia de peixes de riachos*. Série *Oecologia Brasilensis*, vol. VI. Rio de Janeiro, Brasil, PPGE-UFRJ, 260p.
- CILSJ, (2002). *Bacia Hidrográficas dos Rio São João e Rio das Ostras (Águas, Terras e Conservação Ambiental)*. Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Rio de Janeiro, 178p.
- Couto, A. T. B. & Aquino, P. P. U. (2011). Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9(2): 445-454.
- Dudgeon, D.; Arthington, A. H.; Gessner, M. O.; Kawabata, Z. I.; Knowler, D. J.; Leveque C., Naiman, R. J.; Prieur-Richard, A. H.; Soto, D.; Staissny, M. L. J.; Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81:163–182.
- Fernando, C. H. & Holčík, J. (1991). Fish in reservoirs. *Internacional Review Hydrobiology*, 76(2): 149-167.
- Franklin, S. B.; Kupfer, J. A. & Pezeshki, S. R. (2001). A comparison of hydrology and vegetation between a channelized stream and a non-channelized stream in western Tennessee. *Physical Geography*, 22 (3): 254-74.

- Giam, X. & Olden, J. D. (2018). Drivers and interrelationships among multiple dimensions of rarity for freshwater fishes. *Ecography*, 41(2):331-44.
- Godinho A. L.; Lamas I. R. & Godinho H.P. (2010). Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. *Environmental Biology Fishes*, 87:143–162.
- Gould, S. J. & Lewontin, R. C. (1979). The spandrels of San Marco and the Panglossian paradigm: a critique of the adaptationist programme. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 205: 581-598.
- Growns, I. (2004). A numerical classification of reproductive guilds of the freshwater fishes of south-eastern Australia and their application to river management. *Fisheries Management and Ecology*, 11:369–377.
- Gutiérrez, A. C.; Ortega, J. C. G. & Agostinho, A. A. (2018). Fish beta diversity responses to environmental heterogeneity and flood pulses are different according to reproductive guild". *Neotropical Ichthyology*, 16(4): e180022.
- Hoeinghaus, D. J.; Winemiller, K. O. & Birnbaum, J. S. (2006). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34:324-338.
- Jackson, R. B.; Carpenter, S. R.; Dahm, C. N.; McKnight, D. M.; Naiman, R. J.; Postel, S. L.; Running S. W. (2001). Water in a changing world. *Ecological Applications*, 11: 1027-1045.
- Johnson, T. J. P.; Olden, D. J. & Zanden, M. J. V. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecological Environment*, 6 (7): 357-363.
- Jaramillo-Villa, U. (2010). *Efeito da retificação de rios sobre taxocenoses de peixes: Estudo em rios costeiros de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de Mestrado, apresentada no Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro- RJ.
- Jurajda, P. (1995). Effect of channelization and regulation on fish recruitment in a flood plain river. *Restoration Management*, 10: 207-215.
- King, J. R. & McFarlane, G. A. (2003). Marine fish life history strategies: applications to fishery management. *Fisheries Management and Ecology*, 10: 249–264.
- Lamouroux, N.; Poff, N. L. & Angermeier, P. L. (2006). Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology* 83:1792–1807.
- Lassala, M. D. P. & Renesto, E. (2007). Reproductive strategies and genetic variability in tropical freshwater fish. *Genetics and Molecular Biology*, 30(3):690-697.

- Legendre, P. & Gallagher, E. (2001). "Ecologically Meaningful Transformations for Ordination of Species Data." *Oecologia*, 129:271–280.
- Liermann, C. R.; Nilsson, C.; Robertson, J.; Ng, R. Y. (2012). Implications of dam obstruction for global fresh water fish diversity. *BioScience*. 62(6): 539–548.
- Lowe-McConnel, R. H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 584p.
- Matthews, W. J. (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman & Hall. 756 p.
- Mazzoni, R.; Figueiredo, C.A.; Enrici, M.C.; *et al.* (2009). Organismos aquáticos nos sistemas fluviais do Estado do Rio de Janeiro" p:153-174. In: Bergallo, H. G.; Fidalgo, E.C.C.; Rocha, C. F. D. *Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade do estado do Rio de Janeiro*. Instituto Biomas. Rio de Janeiro, 344p.
- McBride, R. S.; Somarakis, S.; Fitzhugh, G. R.; Albert, A.; Yaragina, N. A.; Wuenschel, M. J. *et al.* (2015). Energy acquisition and allocation to egg production in relation to fish reproductive strategies. *Fish in Fishes*; 16 (1):23-57.
- Melo, R. M. C.; Arantes, F. P.; Sato, Y.; Santos, J. E.; Rizzo, E.; Bazzoli, N. (2011). Comparative morphology of the gonadal structure related to reproductive strategies in six species of neotropical catfishes (Teleostei: Siluriformes). *Journal of Morphology*, 272:525-535.
- Mims, M. C.; Olden, J. D.; Shattuck, Z. R. & Poff, N. L. (2010). Life history trait diversity of native freshwater fishes in North America. *Ecology Freshwater Fish*, 19(3): 390–400.
- Mims, M. C. & Olden, J. D. (2013). Fish assemblages respond to altered flow regimes ecological filtering of life history strategies. *Freshwater Biology*, 58(1): 50–62
- Miyamoto, C. T. (1990). Aspectos reprodutivos de espécies de teleósteos da bacia do Rio Paraná: uma revisão. Maringá: Departamento de Biologia/Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura, FUEM, 108p. (Monografia, Especialização em Ecologia de Água Doce).
- Moulton, T. P.; Souza, de M. L.; Oliveira, A. F. (2007). Conservation of catchments: some theoretical considerations and case histories from Rio de Janeiro. *Neotropical Biology and Conservation*, 2 (1) 28-35.
- Nakatani, K.; Agostinho, A. A.; Baumgartner, G.; Bialetzki, A.; Sanches, P. V., Makrakis, M. C. & Pavanelli, C. S. (2001). *Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação*. EDUEM, Maringá. 378 p.
- Nilsson C., Reidy C. A., Dynesius M. & Revenga C. (2005). Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science*, 308: 405-408.

- Olden, J. D.; Poff, N. L. & Bestgen, K. R. (2006). Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River basin. *Ecological Monographs*, 76(1): 25–40.
- Olden, J. D. & Kennard, M. J. (2010). Intercontinental comparison of fish life history strategies along a gradient of hydrologic variability. In: *Community ecology of stream fishes: concepts, approaches, and techniques*. Edited by K.B. Gido & D.A. Jackson. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. pp. 83–107.
- Oksanen, J. (2011). Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. R package version 1.17-7.
- Perkin, J. S., & Gido, K. B. (2011). Stream fragmentation thresholds for a reproductive guild of Great Plains fishes. *Fisheries* 36:371–383.
- Perkin, J. S.; Shattuck, Z. R.; Gerken, J. E.; Bonner, T. H. (2013). Fragmentation and drought legacy correlate with distribution of burhead chub in subtropical streams of North America. *Transactions of the American Fisheries Society* 142:1287–1298.
- Perkin, J. S.; Knorp, N. E.; Boersig, T. C.; Gebhard, A. E.; Hix, L.A.; Johnson, C. T. (2016). Life history theory predicts long-term fish assemblage response to stream impoundment *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(2): 228-239.
- Poff, N. L. & Ward, J. V. (1990). The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. *Environmental Management* 14: 629–646.
- Poff, N. L. & Allan, J. D. (1997). Functional organization of stream assemblages in relation to hydrologic variability. *Ecology* 76: 606–627.
- Poff, N. L.; Richter, B. D.; Arthington, A. H.; Bunn, S. E.; Naiman, R. J.; Kendy, E.; Acreman, M.; Apse, C.; Bledsoe, B. P.; Freeman, M. C.; Henriksen, J.; Jacobson, R. B.; Kennen, J. G.; Merritt, D. M.; O’Keeffe, J. H.; Olden, J. D.; Rogers, K. & Warner, A. (2010). The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. *Freshwater Biology* 55(1): 147–170.
- Southwood, T. R. E. (1974). Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology* 46, 337-365.
- Suzuki, H. I.; Bulla, C. K. & Agostinho, A. A. (2005). Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. In: *Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais)* (L. Rodrigues, S. M. Thomaz, A. A.; Agostinho & L. C. Gomes, eds.). p.223-236. RiMa, São Carlos.

Tedesco, P. A.; Hugueny, B.; Oberdorff, T.; Durr, H. H.; Merigoux, S.; Merona, B. (2008). River hydrological seasonality influences life history strategies of tropical riverine fishes. *Oecologia*, 156(3): 691–702.

Vazzoler, A.E.A.M. (1996). *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM, Maringá.

Vila-Gispert, A. & Moreno-Amich, R. (2002). Life history patterns of 25 species from European freshwater fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, 65:387–400.

Vila-Gispert, A.; Moreno-Amich, R. & García-Berthou, E. (2002). Gradients of life-history variation: an intercontinental comparison of fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12:417–427.

Vorosmarty, C. J., P. B.; McIntyre, M. O.; Gessner, D. ; Dudgeon, A.; Prusevich, P.; Green, S.; Glidden, S. E.; Bunn, C. A. ; Sullivan, C.; Liermann, R. & Davies, P. M.. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*. 467:555–561.

ANEXOS

Tabela 1. Autovalores da análise de correspondência canônica (ACC) encontrados relacionando os fatores abióticos com a bundancia de cada estratégia reprodutiva

Coluna	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
SAZ	114683	-0.51383	-0.11939
INT	-104209	-0.0866887	-126101
EQUI	-0.919351	-0.474117	158535
OPO	0.330938	26057	0.340402
IV1	-0.829476	0.23416	-0.599602
IV2	-0.718387	0.296818	0.197817
IV3	-0.960263	-0.344974	0.636564
V1	-0.671456	0.12147	0.317145
V2	-0.541959	0.143259	0.336806
V3	-0.986855	-0.261032	0.0198528
III1	-0.758166	-0.197165	-0.691365
III2	-104209	-0.0866887	-126101
III3	-0.205998	1.49	-0.0155268
II1	-0.286815	-0.0640814	-0.0277958
II2	0.385502	-0.24119	-0.158124
II3	-0.528533	0.412369	-0.146784
I1	-0.476063	0.114481	-0.444305
I2	0.598937	0.000784979	0.00589075
I3	0.0740005	0.501667	0.316355
IV4	-0.932989	-0.43107	126909
IV5	-0.939807	-0.409546	111096
IV6	-0.943898	-0.396632	101608

V4	-0.372608	-0.279256	-0.437817
V5	-0.962042	-0.33936	0.595313
V6	-0.338123	-0.402235	0.470036
III4	-0.677006	-0.241809	-0.428523
III5	-0.730687	-0.349387	0.447149
III6	-0.841901	-0.255566	-0.162908
II4	0.295961	-0.468953	0.364293
	-		
II5	0.0223155	0.491294	0.54399
II6	0.121758	-0.431684	0.248371
I4	0.822822	0.152521	0.0318854
I5	0.675061	0.221655	-0.0582915
I6	0.979686	-0.339535	-0.0791621
IV7	-0.748468	-0.25089	-0.289537
	-		
V7	0.0628148	171938	0.372646
III7	-100117	-0.215832	-0.312223
II7	0.481422	-0.434792	-0.0775007
IA7	-0.501422	-0.163002	0.449867
pH	0.570765	0.0216266	-0.292148
TEMP	0.0214966	-0.35248	0.464103
COND	-0.486356	-0.105193	0.480932
OD	-0.317138	0.351197	-0.355947
PROF	-0.482323	-0.296865	0.147927
VAZ	-0.402065	-0.211639	0.193002
% de MR	0.211912	-0.0952534	0.148297
% de AL	0.577256	0.0921001	-0.0683965
TRANS	-0.262359	0.177191	-0.36142

CAPÍTULO IV

PLASTICIDADE NAS TÁTICAS REPRODUTIVAS DE TRÊS ESPÉCIES DE PEIXES DOMINANTES EM AMBIENTES NATURAL E ARTIFICIAL EM UM RIO COSTEIRO NEOTROPICAL

RESUMO

A formação de ambientes represados gera profundas mudanças na composição de assembleias de peixes, muitas espécies não conseguem manter suas populações, enquanto, outras possuem respostas adaptativas favoráveis ao potencial de estabelecimento, em função de possuírem plasticidade fenotípica. Desta forma, o conhecimento das táticas reprodutivas é essencial para compreensão dos mecanismos que influenciam o processo de colonização e o sucesso reprodutivo em novos ambientes. No presente trabalho foram avaliadas de três espécies dominantes com estratégias de história de vida distintas em um ambiente de curso natural e represado de um rio costeiro localizado no sudeste do Brasil. Foram investigadas diferenças na fecundidade, tamanho dos ovócitos, período reprodutivo, comprimento de primeira maturação e proporção sexual. Os resultados demonstram que as três espécies investigadas no presente estudo apresentaram plasticidade em suas táticas reprodutivas entre o ambiente represado e lótico. Todas as espécies responderam maneira semelhante os dois ambientes, sendo que os atributos que tiveram respostas mais semelhantes em ambas as espécies foram a fecundidade e o período reprodutivo. A fecundidade foi menor e o período reprodutivo mais prolongado na represa, enquanto no ambiente de curso natural a fecundidade foi maior e o período reprodutivo foi curto marcado pela sazonalidade local. Estes fatos garantem que essas espécies maximizem energia para um período ótimo reprodutivo, de acordo com as condições ambientais de cada ambiente, e esta plasticidade fenotípica garantiu o êxito na colonização e dominância em ambos os ambientes. O padrão encontrado de plasticidade intraespecífica corrobora com outros estudos se repetindo em outras espécies de regiões biogeográficas distintas.

Palavras-chave: Represa, Ambiente Lótico, Estratégias reprodutivas, Fenótipo, Período Reprodutivo, Fecundidade.

INTRODUÇÃO

Em peixes teleósteos é documentado uma ampla diversidade de características e padrões de história de vida (Winemiller, 2005; Wootton & Smith, 2015). A estratégia de história de vida de uma determinada espécie é resultante de um longo processo evolutivo em resposta à diferentes pressões ambientais (Vila-Gispert *et al.*, 2002, Zeug & Winemiller, 2007, Lowerre-Barbieri *et al.*, 2011). No entanto, os ambientes estão sujeitos a mudanças ambientais de curto prazo e algumas espécies podem apresentar rápidas modificações nas táticas de reprodutivas, em resposta a novas variações ambientais locais impostas (Winemiller *et al.*, 2008; Mérona *et al.*, 2009; Wootton & Smith, 2015). Isso ocorre em virtude da plasticidade fenotípica, permitindo a geração de fenótipos em determinadas populações como resposta imediata as novas condições ambientais (Chevin *et al.*, 2010; Coulson *et al.*, 2017). Mudanças no crescimento, mortalidade, idade e período reprodutivo podem ocorrer em um novo ambiente, permitindo diferentes formas de alocação de energia para garantir a reprodução e a sobrevivência da população após ultrapassar os filtros ecológicos de coexistência e adaptação (Hoeinghaus *et al.*, 2006, Winemiller *et al.*, 2008; Wootton & Smith, 2015; Liao *et al.*, 2018).

Alguns estudos demonstram plasticidade fenotípica em várias espécies em função da variabilidade ambiental ou espacial (*e.g.* Garutti, 1988; Garutti 1989; Bénech & Niaré, 1994; Lobon-Cervia *et al.*, 1997; Pampoille *et al.*, 2000; Baker & Foster, 2002; Mazzoni & Iglesias-Rios, 2002; Gillespie & Fox, 2003; Heins *et al.*, 2004; Grover, 2005; Chapman *et al.*, 2006; Danylchuk & Tonn, 2006; Blanck & Lamouroux, 2007; Duponchelle *et al.*, 2007; Fox *et al.*, 2007; Gomes Jr. & Monteiro, 2007; Liu *et al.*, 2015). No entanto, existem poucos trabalhos relacionando mudanças nas táticas reprodutivas em função de alterações hidrológicas, como represamentos para fins de abastecimento e geração de energia (*e.g.* Lopes *et al.*, 2000; Mérona *et al.*, 2009; Liao *et al.*, 2018).

O represamento gera profundas mudanças na composição de assembleias de peixes, muitas espécies não conseguem manter suas populações em função de não conseguirem se adaptar, enquanto outras possuem respostas adaptativas favoráveis as condições impostas no novo ambiente, conseguindo manifestar seu potencial de proliferação (Olden, 2006; Agostinho *et al.*, 2008, Mérona *et al.*, 2009; Perkin *et al.*, 2016). De acordo com Gomes & Miranda (2001), poucas espécies neotropicais possuem adaptações para sobrevivência e sustentação de suas populações em ambientes homogêneos lênticos (pelágicos), como os criados por barramento. A maioria das espécies neotropicais evoluíram em ambientes

lóticos e desenvolveram estratégias de história de vida relacionadas ao regime de fluxo hidrológico (Winemiller, 1989; Tedesco *et al.*, 2008). O regime hidrológico é considerado um dos fatores chave para o desencadeamento do processo reprodutivo em peixes neotropicais (Lowe-McConnel, 1999; Loverde-Oliveira *et al.*, 2009). Como também afeta diretamente a disponibilidade de recursos e perda de habitat para o desenvolvimento de formas jovens (de Mérona *et al.*, 2001; Agostinho *et al.*, 2004; Loureiro-Crippa & Hahn, 2006).

O conhecimento das táticas reprodutivas é essencial para compreensão dos mecanismos que influenciam o processo de colonização e no sucesso reprodutivo de determinadas espécies em novos ambientes (Vila-Gispert *et al.*, 2002). Recentemente foi verificado em um estudo de comunidades de peixes em um rio costeiro localizado na porção leste do estado do Rio de Janeiro (Macedo dos Santos, 2019), onde três espécies nativas *Astyanax gr. bimaculatus* (*sensu* Melo, 2001) (Fig.1A), *Trachelyopterus striatulus* (Steindachner, 1877) (Fig.1B) e *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855) (Fig.1C) possuem alta importância relativa na área represada quanto na área de curso natural. As três espécies são de pequeno porte, e possuem estratégias reprodutivas distintas quando considerado o modelo de história de vida proposto por Winemiller & Rose (1992). *A. gr. bimaculatus* é um characiforme da família Characidae é considerado um estrategista sazonal com fertilização externa, fecundidade elevada, ovócitos pequenos e ausência de cuidado parental (Winemiller, 1989). *L. castaneus* é um siluriforme da família Loricariidae que possui características de estrategista em equilíbrio, possuindo cuidado parental, ovócitos grandes e baixa fecundidade (Gomes *et al.*, 2015). Já *T. striatulus* é um siluriforme da família Auchenipteridae, com características intermediárias entre a estratégia sazonal e em equilíbrio como fertilização interna, fecundidade intermediária e ovócitos de tamanhos médios (Araújo *et al.*, 2000).

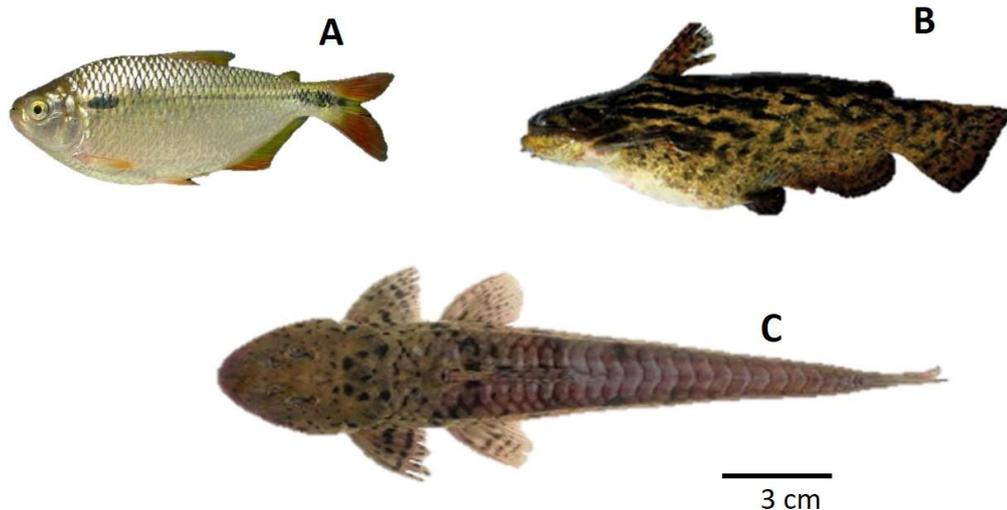


Figura 1. Espécies estudadas no presente estudo. (A) *Astyanax* gr. *bimaculatus* (*sensu* Melo, 2001); (B) *Trachelyopterus striatulus* (Steindachner, 1877) e em (C) *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855).

A plasticidade fenotípica nas táticas reprodutivas dessas espécies pode ser o ponto chave na eficiência de colonizarem e dominarem os dois ambientes distintos. Em virtude destas peculiaridades apresentadas, o presente trabalho tem como objetivo investigar diferenças nas táticas reprodutivas relacionadas ao incremento reprodutivo (fecundidade e tamanho dos ovócitos) e táticas relacionadas à manutenção das populações (período reprodutivo, comprimento de primeira maturação e proporção sexual) das três espécies entre o ambiente represado e o de rio de fluxo contínuo. Espera-se como predição que essas espécies possuam distinção nas respostas das variações das táticas reprodutivas entre os diferentes ambientes, em função das variações ambientais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia hidrográfica do Rio São João, está inserida na ecoregião biogeográfica Fluminense (Abell *et al.*, 2012). Possui uma área de drenagem de cerca de 2.190 km² envolvendo parcialmente seis municípios. O rio São João nasce na Serra do Sambê, no município de Cachoeira de Macacu, a 800 metros de altitude. Percorre aproximadamente 120 km até desaguar no Oceano Atlântico, entre os municípios de Casimiro de Abreu (Distrito de Barra de São João) e Cabo Frio (Distrito de Santo Antônio) (CILSJ, 2002). O relevo da bacia é bastante diversificado desde serras até uma grande planície que era ocupada no passado por brejos e mata ribeirinha, antes da drenagem e retificação do rio por fazendeiros e pelas obras do extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento

(DNOS). Entretanto, existe uma área de baixada com um trecho de rio contínuo e sinuoso (Fig. 1), localizada a montante do reservatório de Juturnaíba e limítrofe à Reserva Biológica de Poço das Antas, no município de Silva Jardim (22°33'34.67"S, 042°18'36.97"W) (Fig.2). É o trecho mais preservado da área de baixada, possuindo mata ripária e extensa área de alagamento adjacente, composta por brejos e lagoas marginais, além de ser um ambiente heterogêneo e estruturado. A represa de Juturnaíba (Fig.2) está localizada entre os municípios de Araruama e Silva Jardim (22°37'34.18"S, 042°17'51.17"W), seu espelho d'água foi formado em 1983, após o barramento do rio São João pelo DNOS, ocupa uma área de 43 km² com um volume de água de 10 milhões de m³, fornecendo água para aproximadamente 700.000 habitantes dos municípios litorâneos próximos e para agricultura local (Ribeiro *et al.*, 2017). A região é caracterizada por temperaturas médias anuais entre 22 e 32 ° C, precipitação anual de até 1.000 mm, concentrada principalmente entre outubro e março (meses chuvosos e mais quentes, depois chuvas) e menores níveis de precipitação entre abril e setembro, meses de temperaturas secas e amenas (estação seca) (Alvares *et al.*, 2013).



Figura 2. Mapa de localização e distribuição dos pontos de coleta amostrados no rio, a montante (Área 1) e na represa (Área 2) do Rio São João.

Amostragem de espécimes

Exemplares de *A.gr. bimaculatus*, *T. striatulus* e *L. castaneus* foram coletados bimestralmente em campanhas realizadas entre outubro de 2016 e outubro de 2017 em três pontos no Rio São João a montante do reservatório (área I) e em três pontos no reservatório de Juturnaíba (área II). Os peixes foram coletados com redes de emalhe (10 de comprimento por dois metros de altura) com diferentes malhas entre nós opostos (12, 15, 20, 25, 30, 35, 40 mm), ficando instaladas por um período de 14h. Os espécimes capturados foram mantidos em gelo até serem fixados por injeções intraperitoneais e intramusculares de solução de formalina 4%, seguido de período de imersão na solução, sendo posteriormente conservados em álcool 70° GL. Foram coletados 182 indivíduos de *A.gr. bimaculatus* no rio e 229 na represa, 255 indivíduos de *T. striatulus* no rio e 171 na represa e 121 indivíduos de *L. castaneus* foram coletados no rio e 92 na represa.

Coleta de dados das táticas reprodutivos

Em laboratório foram obtidos os dados biométricos: comprimento total (Ct), comprimento padrão (Cp) e massa corpórea total (Pt) através da utilização de ictiômetro e balança de precisão de 0,01 g. Em seguida, os espécimes foram dissecados para identificação do sexo e caracterização macroscópica dos estágios reprodutivos. As gônadas foram pesadas em balança analítica com precisão de 0,001 g para posterior cálculo do Índice gonadosomático (IGS). O sexo dos indivíduos foi identificado e os estágios de desenvolvimento das gônadas foram determinados macroscopicamente, considerando características relacionadas à cor, vascularização superficial, flacidez e tamanho das gônadas. A classificação macroscópica foi realizada seguindo a nomenclatura estabelecida por Brown-Petersen *et al.* (2011), que caracteriza os seguintes estágios de maturação: Imat = imaturo, Mat I= maturação inicial, Mat II= maturação avançada, Mad= maduro, Reg = regredido e Rep= repouso. Fragmentos de gônadas foram retirados e fixados em formol a 10% para processamento histológico destinado a confirmar a classificação macroscópica.

Uma porção das gônadas maduras equivalente a 1/3 da gônada de 10 indivíduos de cada área das distintas espécies foi destinada para análise da fecundidade. As amostras foram fixadas em solução de Gilson modificada (Vazzoler, 1996), para facilitar a dissociação do estroma ovariano, a fim de facilitar a contagem de ovócitos (maior classe de tamanho) para determinar a fecundidade média total e o tipo de desova. As gônadas femininas fixadas permaneceram por cerca de 30 dias na solução, sendo agitadas

diariamente. Após esse período a solução de Gilson foi removida, as amostras foram lavadas com água corrente e armazenadas em álcool 70%. Após a preparação e limpeza das amostras, estas foram preservadas em álcool 70% e direcionadas para a estimativa da fecundidade total e mensuração do tamanho dos ovócitos. A fecundidade de *A. gr. bimaculatus* foi estimada através das amostras de ovócitos colocadas em um Becker de volume conhecido, foram retiradas uma subamostra de volume 10 ml com auxílio de uma pipeta provida de bulbo de sucção. O conteúdo da subamostra foi depositado em uma placa de Petri e examinado sob estereomicroscópio para contagem total do número de ovócitos. Foram realizadas duas contagens para cada amostra, com devolução dos ovócitos das duas primeiras, considerando-se como definitiva a média dessas. Para a estimativa do número de ovócitos da amostra foi aplicada a fórmula abaixo, na qual N = número total de ovócitos da amostra; n = número de ovócitos da subamostra; V = volume do Becker ($N = V * n / 10$). Enquanto para as espécies *T. striatulus* e *L. castaneus* como apresentam baixa fecundidade foram contados todos os ovócitos vitelogênicos da amostra. O tipo de desova foi analisado através da mensuração dos ovócitos, sendo realizada sob estereomicroscópio, com lente ocular micrométrica. Foram medidos 30 ovócitos retirados aleatoriamente de cada amostra, com o auxílio de uma pipeta provida de pera de sucção. O processo foi repetido três vezes, totalizando 90 ovócitos medidos para cada uma das fêmeas selecionadas.

Análise das variações nas táticas reprodutivas

Atividade reprodutiva

A análise de frequência dos estágios de maturação gonodal macroscópica foi utilizada em conjunto com a variação do índice gonadossomático (IGS) para verificar as diferenças espaciais e temporais do desenvolvimento das gônadas e identificar o pico de maturação reprodutiva. O IGS foi calculado conforme Vazzoler (1996) pela seguinte fórmula: $IGS = Wg/Wt * 100$, Onde: Wg = peso das gônadas (g); Wt = peso total do indivíduo (g). Essa análise foi utilizada apenas para os indivíduos pertencentes ao sexo feminino, em função das fêmeas serem melhores indicadores do período reprodutivo (Vazzoler, 1996). A variação dos dados de IGS entre os períodos foi avaliada através de uma análise de variância (ANOVA *oneway*) considerando valores significativos $P < 0,05$. Em seguida foi realizado um teste posterior de comparações de Tukey, para comparar e identificar diferenças entre os períodos. Os valores médios de IGS dos indivíduos maduros

foram considerados como IGS máximo, e os dados provenientes do rio e da represa foram comparadas através de um teste T com significância $P < 0,05$, a fim de identificar diferenças entre as duas áreas.

Influência dos fatores ambientais no ciclo reprodutivo

Para verificar as relações da atividade reprodutiva de cada espécie com os fatores abióticos nas diferentes áreas (rio e represa), foi realizada uma análise de redundância (RDA). Como fatores bióticos foram utilizadas as frequências relativas de cada estágio de maturação transformadas em arcosenos. Para a análise foram utilizados os dados logaritmizados ($\log_{10} x+1$) de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$), profundidade (m), transparência (m), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), pH e condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), os quais foram obtidos através da utilização de termo-salinômetro, sendo medidos em cada ponto de coleta durante as campanhas. A transparência da água foi estimada através de um disco de Secchi e a mesma corda graduada foi utilizada para medir a profundidade, com o disco servindo de peso. Os valores do fotoperíodo foram obtidos através do site do Instituto Nacional de Meteorologia (Inmet) e os de vazão e precipitação no site da Agência Nacional de Águas - ANA). A análise estatística foi realizada através do pacote “*vegan*” do ambiente R (R Core Team, 2017).

Proporção sexual

A proporção sexual foi calculada pela frequência absoluta de machos e fêmeas por classes de tamanho e entre as localidades. O teste de χ^2 (qui-quadrado) com correção de Yates (Yates, 1934) foi empregado para avaliar quanto a proporção sexual observada difere da esperada (1:1).

Análise das classes de comprimento

A determinação das classes de comprimento dos indivíduos foi calculada através da regra de Sturges ($H=R[(1+3,222)\times\log N]$), onde H é a amplitude das classes de tamanho, R é a amplitude das observações (amplitude entre a menor e a maior observação) e N o número de observações utilizadas na amostra (Vieira, 1991). Através da inspeção gráfica foram identificados possíveis grupos modais das classes de comprimento. Foi avaliado as diferenças das frequências de classes de comprimento entre o rio e a represa através de um teste de χ^2 (qui-quadrado).

Tamanho de primeira maturação

O tamanho de primeira maturação (L50) de cada espécie analisada foi estimado através da metodologia proposta por Fontoura *et al.*, (2009) que utiliza os valores de IGS ao invés dos estágios reprodutivos. Esse modelo é calculado pela seguinte equação: $P = A \cdot (1 + e^{-r \cdot (Lt - L50)})^{-1}$; onde P é a proporção de fêmeas reprodutivas para cada classe de tamanho; A é a curva assíntota; r é um parâmetro de taxa relacionado à velocidade de mudança de tamanho do não reprodutivo ao status reprodutivo; Lt é o total comprimento (cm) e L50 é o tamanho na primeira maturação (cm). As estimativas foram realizadas utilizando o modelo de regressão logística (algoritmo de Levenberg-Marquardt) com as frequências de fêmeas reprodutivas e não reprodutivas agrupadas por classes de tamanho. O ponto de corte para determinar indivíduos imaturos foi de 5 % do IGS máximo encontrado por espécie. Um teste de χ^2 (qui-quadrado) foi realizado para avaliar diferenças no tamanho de maturação entre os diferentes ambientes (rio e represa). As análises estatísticas foram realizadas nos pacotes “*star*” do ambiente R (R Core Team, 2017).

Análise da fecundidade e tipo de desova

A fecundidade foi expressa como o somatório dos ovócitos vitelogênicos produzidos no ovário de cada fêmea considerando o número total de fêmeas analisadas (fecundidade média). A variação média fecundidade total entre as duas áreas foi calculada através de um Teste *T*.

A determinação do tipo de desova foi realizada com base na distribuição de frequência de diâmetro dos ovócitos, por classe de diâmetro (0,01mm), e pela análise de lâminas histológicas de fêmeas de cada espécie. A determinação das classes de tamanho dos ovócitos foram calculadas através da regra de Sturges ($H=R[(1+3,222) \times \log N]$), onde H é a amplitude das classes de tamanho, R é a amplitude das observações (amplitude entre a menor e a maior observação) e N o número de observações utilizadas na amostra (Vieira, 1991). Através da inspeção gráfica foram identificados possíveis grupos modais de ovócitos. Para as distribuições com dois grupos modais, foi utilizado o termo *desova total*, que representa um mecanismo de desenvolvimento ovocitário sincrônico em dois grupos. Para as distribuições com mais de dois grupos modais, foi utilizado o termo *desova parcelada*, que representa um mecanismo de desenvolvimento sincrônico em mais de dois grupos (Vazzoler, 1996).

RESULTADOS

Atividade reprodutiva

Duas das espécies (*Astyanax* gr. *bimaculatus* e *Trachelyopterus striatulus*) apresentaram padrões de atividade reprodutiva semelhantes, tanto no rio (ambiente lótico) quanto na represa (ambiente lêntico). No rio, o período reprodutivo foi marcado pela sazonalidade, com diferenças significativas nas amplitudes dos valores médios de IGS das duas espécies ($p < 0,000,1$; $R = 0,56$; $F = 10,39$ e $p = 0,292$; $F = 1,232$; $R = 0,044$, respectivamente) (Fig.2). Os maiores valores de IGS foram observados no início do período chuvoso (outubro e novembro), coincidindo com a maior frequência de fêmeas maduras (Fig.2), com posterior decaimento após a estação chuvosa, atingindo os menores valores durante o auge da estação seca (junho e julho), com presença de indivíduos em repouso (Fig.2). Na represa, ambas as espécies apresentaram um ciclo reprodutivo prolongado e aparentemente contínuo, com presença constante de fêmeas maduras em todos os períodos (Fig.2). Não foram observadas diferenças significativas nas médias dos valores de IGS entre os períodos para *A. gr. bimaculatus* ($p = 0,292$; $F = 1,232$; $R = 0,044$) e para *T. striatulus* ($p = 0,287$; $F = 1,343$; $R = 0,135$) (Fig.3).

Já *Loricariichthys castaneus* diferiu do padrão das outras espécies, apresentando um ciclo reprodutivo semelhante em ambos os ambientes, com a presença constante de indivíduos maduros em todos os períodos do ano, mas com diferenças nas frequências entre os dois ambientes (Fig.3). Essa espécie apresentou os maiores valores médios de IGS em meses da estação chuvosa e também no período de seca (Fig.4). Porém, no rio, ocorreram diferenças significativas nos valores médios entre os períodos de coleta ($p = 0,008$; $F = 3,191$; $R = 0,235$), enquanto, na represa, essas diferenças não foram observadas ($p = 0,285$; $F = 1,274$; $R = 0,14$).

Diferenças significativas foram registradas, também, nos valores de IGS máximo de *A. gr. bimaculatus* ($p = 0,0102$; $t = 2,666$; $df = 51$) e de *T. striatulus* ($p = 0,0155$; $t = 2,556$; $df = 32$), que apresentaram valores de IGS max maiores no rio em relação ao ambiente represado. *L. castaneus*, no entanto, não apresentou diferenças entre as duas áreas ($p = 0,307$; $t = 1,047$; $df = 20$) nesse atributo.

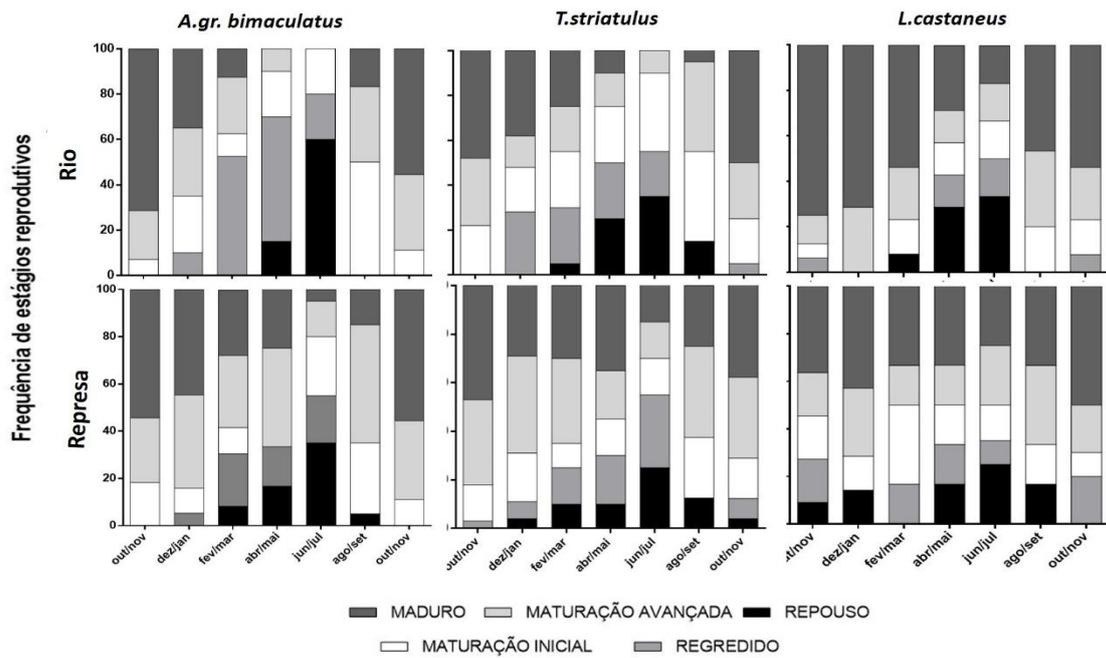


Figura 3. Frequência dos estágios reprodutivos das fêmeas de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* nos períodos de coleta e nos ambientes de rio e de represa.

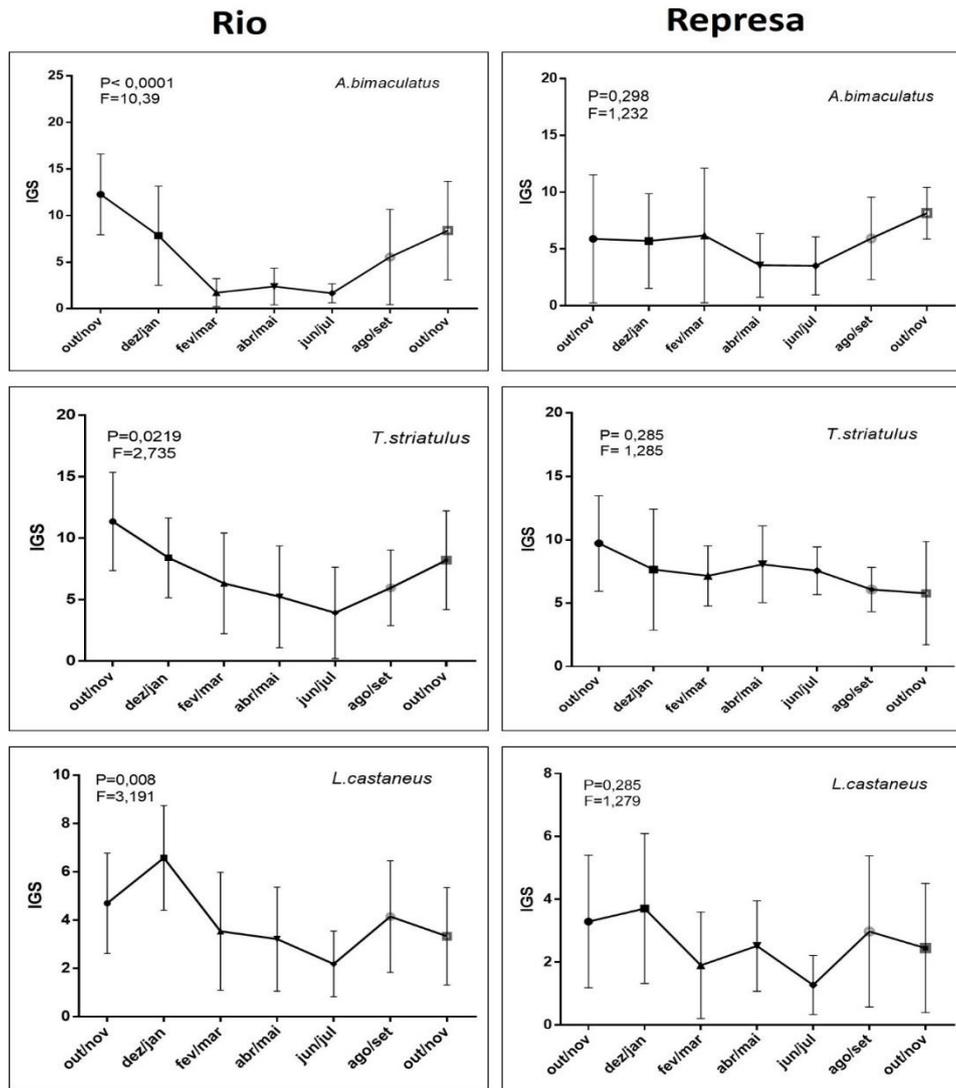


Figura 4. Variação bimestral dos valores do índice gonadosomático (IGS) de fêmeas de *Astyanax* gr. *bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* nos ambientes de rio e de represa.

Influência dos fatores ambientais no ciclo reprodutivo

A análise de redundância (RDA) revelou quais fatores ambientais estão mais relacionados ao ciclo reprodutivo das três espécies. No rio, o eixo I da RDA explicou 62,97%, enquanto o eixo II, 16,68% (Fig.5). Os fatores ambientais que contribuíram negativamente para a formação do primeiro eixo, foram o fotoperíodo (-0,84) e a precipitação (- 0,69) e, para o segundo eixo, a precipitação (0,747) e a profundidade (0,743) influíram positivamente. Na represa, o eixo I da RDA explicou 59,08% e o eixo II, 22,43%, sendo que os fatores ambientais que contribuíram para formação do primeiro eixo, foram o fotoperíodo (-0,731) e a profundidade (0,454); para formação do segundo eixo contribuíram a temperatura (-0,495) e a condutividade (0,690).

Foi verificado um padrão na distribuição de estágios reprodutivos no ambiente lótico (rio), com a presença de estágios maduros (mad) em todas as espécies no auge do período chuvoso. Nos meses que antecederam o período chuvoso ocorreu a presença de indivíduos em maturação inicial (matI) e avançada (matII) e nos meses que antecederam a estação seca, ocorreu a presença de indivíduos regredidos (reg). Indivíduos em repouso das três espécies ocorreram exclusivamente no auge da estação seca (junho e julho). Na represa não foi verificado um padrão na distribuição dos estágios reprodutivos das duas espécies, sendo observados indivíduos maduros (mad.) ao longo de todo ano, e indivíduos regredidos (reg) e em repouso (rep) em vários períodos do ano.

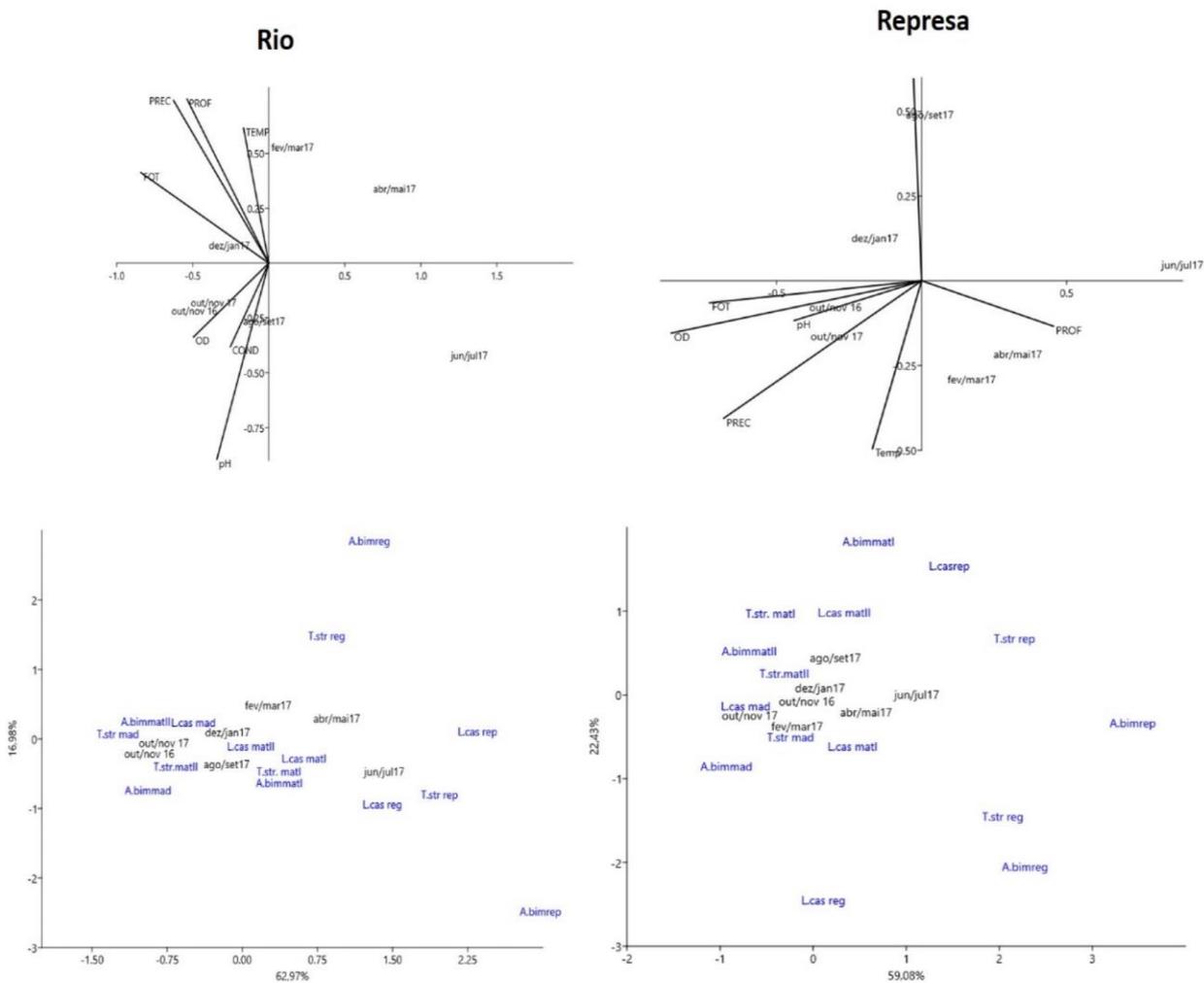


Figura 5. Análises de redundância (RDA) da área do rio contínuo e da represa, correlacionando as frequências dos estágios de desenvolvimento gonadal das fêmeas de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* com a variação de fatores ambientais de rio e de represa. Os fatores ambientais utilizados foram: pH, precipitação (Prec.), profundidade (Prof.), fotoperíodo (Fot), temperatura (Temp.), oxigênio dissolvido (OD) e condutividade (Cond.).

Proporção sexual

Astyanax gr. *bimaculatus* apresentou proporção sexual de 1,52:1 no rio com diferenças significativas ($\chi^2 = 4,37$; $P = 0,034$) e na represa de 2,23 :1 ($\chi^2 = 4,18$; $P = 0,04$), a razão sexual foi influenciada pela maior proporção de fêmeas em ambas as áreas. *T. striatulus* apresentou uma proporção sexual de 1,35:1 no rio não apresentando diferenças significativas ($\chi^2 = 0,45$; $P = 0,506$), e na represa foi de 1,07:1 ($\chi^2 = 0,49$, $P = 0,487$). A proporção sexual de *L. castaneus* no rio foi 1,01:1 ($\chi^2 = 0,51$, $P = 0,464$) e na represa de 0,84:1 ($\chi^2 = 0,09$, $P = 0,764$).

Análise das classes de comprimento

As análises detectaram diferenças nas frequências de classes de comprimento de *A. gr. bimaculatus* entre o rio e a represa ($\chi^2 = 79, 2$; $P < 0,001$), com a maior frequência de indivíduos de classes de comprimento maiores na represa e menores no rio (Fig.6). Já *T. striatulus* apresentou maiores classes de comprimento na represa, mas sem diferenças significativas entre as duas áreas ($\chi^2 = 19,1$; $P = 0,891$), enquanto *L. castaneus* apresentou maiores classes de comprimento no rio quando comparado a represa, com diferenças marginalmente significativas entre as duas áreas ($\chi^2 = 62,1$; $P = 0,062$).

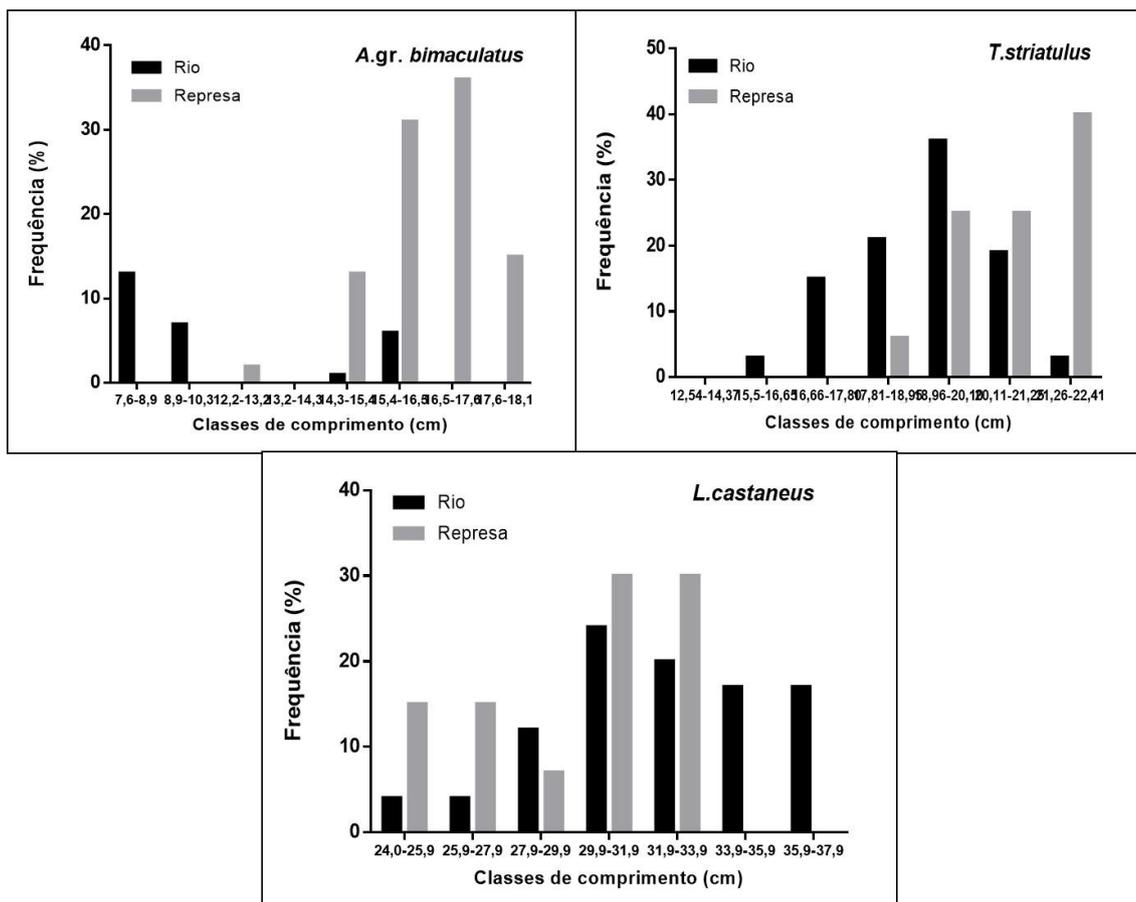


Figura 6. Análise das classes de comprimento coparando as diferenças das populações *A. gr. bimaculatus*, *T. striatulus* e *L. castaneus* entre o rio e a represa.

Tamanho de primeira maturação

Em *A. gr. bimaculatus* foi verificado que a espécie atinge a primeira maturação sexual em classe de tamanho menor na represa (6,0 cm) rio (7,5 cm) (Fig.6), com diferença significativa entre as duas áreas ($\chi^2 = 3,89$; $P = 0,047$). Já *T. striatulus* e *L. castaneus* apresentaram maturidade sexual em classes de tamanho semelhantes em ambos os ambientes (Fig.7). Ambas as espécies não mostraram diferenças significativas no tamanho de primeira maturação entre as duas áreas (respectivamente, $\chi^2 = 0,092$, $P = 0,706$ e $\chi^2 = 0,692$; $P = 0,506$).

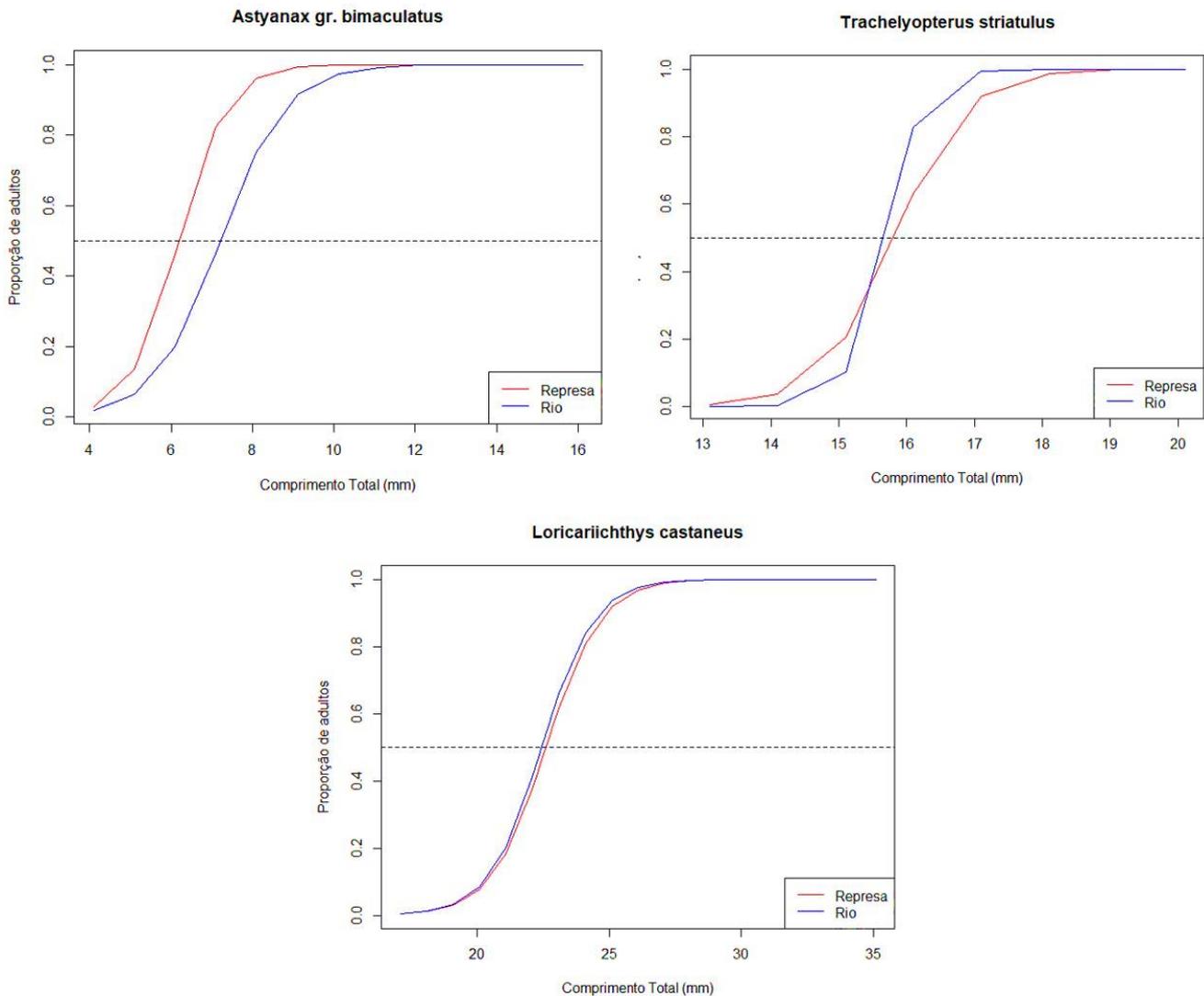


Figura 7. Representação de modelos logísticos da proporção de fêmeas de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* por tamanho corporal (CP). Linhas tracejadas verticais indicam o comprimento médio de maturação sexual (L50). As linhas azuis representam o rio e as linhas vermelhas, a represa.

Fecundidade e tipo de desova

Todas as três espécies apresentaram valores médios de fecundidade total maiores no rio (ambiente lótico) quando comparados à represa (ambiente lêntico) (Fig.8). *Astyanax gr. bimaculatus* apresentou fecundidade total média, no rio, de $13.618,0 \pm 795,4$ ovócitos e, na represa, de $9.939 \pm 473,7$ ovócitos. *T. striatulus* apresentou fecundidade total, no rio, de $3.496,0 \pm 200,6$ ovócitos e, na represa, de $2.568,0 \pm 185,8$ ovócitos. Já *L. castaneus* apresentou fecundidade total média, no rio, de $462,1 \pm 19,07$ ovócitos e, na represa, de $385,0 \pm 12,11$ ovócitos. O teste T entre as áreas revelou diferenças significativas para *A.gr.*

bimaculatus, ($t=3,975$; $df=10$; $p=0,0026$), *T. striatulus* ($t=3,392$; $df=11$; $p=0,006$) e *L. castaneus* ($p=0,0085$ $t=3,144$ $df=12$; $p=0,0085$).

Astyanax gr. *bimaculatus* apresentou, no rio, maior frequência de ovócitos em duas classes de tamanho (0,2 mm e 0,55 mm) e evidenciou o tipo de desova com desenvolvimento ovocitário sincrônico de dois grupos (Fig.8), ou seja, total. Na represa, foi observada ocorrência de três classes de diâmetro de ovócitos (0,2 mm; 0,35mm e 0,5 mm), indicando que, neste ambiente, a desova é do tipo parcelada. *T. striatulus* apresentou maior frequência em três classes de tamanho em ambos ambientes, ou seja, caracterizou-se uma desova do tipo parcelada sincrônica de três grupos, mas foram detectadas diferenças de tamanhos de ovócitos e diferenças nas frequências entre as duas áreas (Fig.8). Já em *L. castaneus* foi detectado, no rio, maior frequência de duas classes de tamanho (0,8 mm e 3,5 mm), caracterizando uma desova do tipo total, com desenvolvimento ovocitário sincrônico de dois grupos. Na represa a espécie apresentou maior frequência de ovócitos em três classes de tamanho (0,8 mm; 1,3 mm e 3,5 mm), caracterizando uma desova parcelada sincrônica de três grupos.

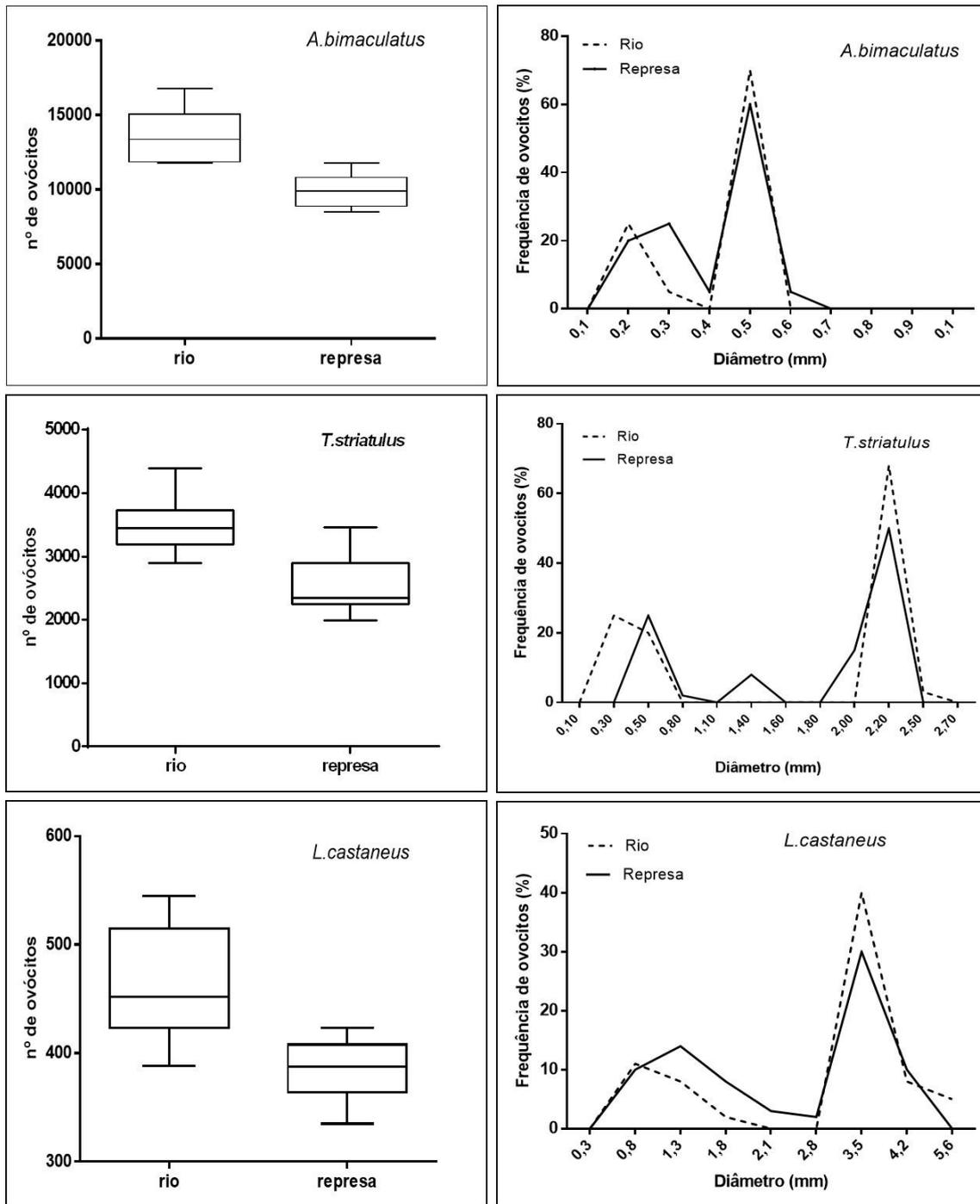


Figura 8. Variação na fecundidade total e da frequência de distribuição de classes de tamanho ovocitário de *Astyanax* gr. *bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* nos ambientes de rio e de represa.

DISCUSSÃO

A atividade reprodutiva em ambas as espécies diferiu nos dois ambientes estudados. A área represada é um ambiente mais homogêneo e estável, ao contrário do ambiente lótico, mais heterogêneo e instável. Entender a variação dos ciclos ambientais é um ponto essencial para compreender estratégias de história de vida e reprodutivas em peixes (Santos *et al.*, 2008). As espécies *Astyanax* gr. *bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* apresentaram os maiores valores de IGS e maior frequência de indivíduos maduros nos meses de outubro e novembro, que coincidem com o início do período chuvoso e a elevação do nível do rio. *L. castaneus*, por sua vez, apresentou maior atividade reprodutiva nos meses do auge do período chuvoso (dezembro e janeiro). O período reprodutivo das três espécies foi marcado pela sazonalidade, mostrando forte relação com o aumento do fotoperíodo e da precipitação, com evidências da diminuição da atividade com o declínio destes fatores ambientais. Os resultados corroboram outros estudos que verificaram que a reprodução em peixes neotropicais em rios de várzea é altamente sazonal e coincidente com o período de inundação das áreas adjacentes aos rios (Welcomme, 1979; Agostinho *et al.*, 2004; Gurgel, 2004). A formação dessas áreas de inundação, de maneira geral, é fundamental para as espécies como sítios de alimentação, reprodução e recrutamento (Lowe-McConnell, 1987; Nakatani *et al.*, 1997; Suzuki *et al.*, 2004).

No ambiente represado do Rio São João, as espécies apresentaram uma desova do tipo intermitente em função da baixa variação média dos valores de IGS durante os meses de coleta e a presença constante de indivíduos em estágio maduro. Foi observada maior frequência de indivíduos maduros durante os meses mais chuvosos, mas, realmente, os fatores ambientais que mais se relacionaram com a atividade reprodutiva das espécies estudadas foram o aumento do fotoperíodo e do nível de água (aumento da profundidade). Essa estabilidade local na represa permitiu ampliação do período reprodutivo (Mazzoni *et al.*, 2002; Ghalambor *et al.*, 2007). A reprodução prolongada das espécies estudadas no ambiente represado em contraste com a reprodução sazonal das populações do ambiente lótico, pode ser interpretado como um aumento do esforço reprodutivo no rio como resposta adaptativa à instabilidade local (Munro, 1990; Mazzoni & Iglesias, 2002), reproduzindo-se em um momento ótimo, de forma concentrada (Menezes & Caramaschi, 2000; Mazzoni *et al.*, 2002; Ghalambor *et al.*, 2007).

As três espécies investigadas apresentaram diferenças significativas no índice gonadosomático máximo (IGS max), na fecundidade total e na frequência da distribuição das porcentagens de ovócitos nas gônadas. Esses atributos estão diretamente relacionados ao aumento do incremento reprodutivo e da sobrevivência da prole (Closs *et al.*, 2013; Jones *et al.*, 2016). De modo geral, *A. gr. bimaculatus*, *T. striatulus* e *L. castaneus* seguiram um mesmo padrão, com maiores valores médios de fecundidade total e IGS max no ambiente lótico e menor fecundidade e IGS max no ambiente represado. Também foram observadas diferenças no número de lotes de ovócitos da gônada madura quando comparado o rio com a represa. *A. gr. bimaculatus* e *L. castaneus* apresentaram desova do tipo parcelada no reservatório e desova total no rio, enquanto *T. striatulus* apresentou desova parcelada tanto no rio quanto na represa, com diferenças nas frequências no tamanho das classes de ovócitos entre os dois ambientes. Esse fato, pode estar ligado à fecundação interna dessa espécie (Araújo, 2000), permitindo e facilitando a reprodução em situações de maior estresse ambiental, não precisando assim alterar o tipo de desova.

Esse padrão de plasticidade reprodutiva encontrado nas espécies estudadas, é semelhante ao verificado em outros estudos. Garutti (1989), estudando populações de *A. bimaculatus* da bacia do Rio Paraná, sugeriu que a espécie exibe desova parcelada e período reprodutivo prolongado em habitat como riachos e rios de cabeceira e desova total e período reprodutivo curto em rios com maior volume de água, onde os indivíduos estariam menos expostos a mudanças abruptas. Mazzoni & Iglesias (2002) verificaram que *Geophagus brasiliensis* apresentou maior fecundidade e IGS em habitat fluvial do que em habitat lacustre. Godinho *et al.* (2010) concluíram que peixes no ambiente lótico, de maneira geral, exibem maior fecundidade relativa do que peixes no ambiente lêntico no Brasil. Recentemente, Liao *et al.* (2018) verificaram em três espécies de bagres na China, maiores tamanhos de ovócitos e menor fecundidade nas populações em área lêntica quando comparado a áreas lóticicas. De modo geral, os resultados indicam um aumento do esforço reprodutivo das três espécies estudadas no reservatório. Este fato está relacionado a razões energéticas e morfológicas, em função de uma relação inversa entre os tamanhos dos ovócitos e a fecundidade que é geralmente observada em muitos estudos (*e.g.* Heinset *et al.*, 2004, Mérona *et al.*, 2009; Gong *et al.*, 2009; Liao *et al.*, 2018). A desova parcelada pode ser vantajosa no ambiente represado devido à estabilidade ambiental local; ao propiciar um longo período reprodutivo, este tipo de plasticidade favorece a colonização de novos ambientes (Bohnet *et al.*, 2004; Mérona *et al.*, 2009).

A proporção sexual é baseada na hipótese de que o sexo, em peixes, não sofre efeitos diferenciais na taxa de nascimento, mortalidade e crescimento, e assim, é esperada uma proporção 1:1 (Nikolsky, 1969; Vazzoler, 1996). No entanto, a proporção esperada não foi observada em *A. gr. bimaculatus*, *T. striatulus* e *L. castaneus* no presente estudo. As espécies *A. gr. bimaculatus* e *T. striatulus* apresentaram o predomínio do sexo feminino. A predominância do sexo feminino é comum em peixes (Abilhoa 2007; Suárez *et al.*, 2009, Tedesco *et al.*, 2014), no entanto, a proporção de fêmeas de *A. gr. bimaculatus* foi maior no ambiente represado do que no ambiente lótico, enquanto *T. striatulus* teve maior proporção de fêmeas no rio, enquanto no reservatório a proporção dos sexos foi semelhante à proporção esperada (1:1). Já *L. castaneus* apresentou proporção sexual próxima do esperado (1:1) no ambiente lótico e maior proporção de machos na represa. Gomes *et al.* (2015) verificaram nessa espécie um resultado distinto em um ambiente represado no sul do estado do Rio de Janeiro, com proporção sexual a favor das fêmeas de 7,01:1. Essas distinções nos valores das proporções sexuais entre os dois trabalhos podem ter sido influenciadas pelos métodos de coleta empregados. Gomes *et al.* (2015) não utilizaram tarrafas, apenas redes de espera, e é constatado que os machos no período reprodutivo incubam os embriões nos lábios (Gomes *et al.*, 2015), o que limita a atividade destes indivíduos. Assim, a captura passiva por rede de espera de indivíduos do sexo masculino pode ser limitada em determinados períodos do ano.

Nos últimos 10 anos vários estudos têm demonstrado que não é uma regra geral a proporção sexual esperada (1:1), existindo grande variação interespecífica na proporção sexual temporal e espacialmente, sendo este processo diretamente influenciado por fatores como predação e variação nas condições ambientais locais (Caramaschi & Mazzoni 1995; Garcia *et al.*, 2004). Segundo Nikolsky (1969), a influência ambiental atribuída predominância de machos está diretamente ligada à ambientes oligotróficos, enquanto a predominância de fêmeas está ligada a ambientes eutróficos. No entanto, o presente trabalho refuta esta teoria, por não evidenciado em nenhuma das espécies estudadas nos diferentes ambientes.. A proporção sexual está ligada diretamente ao processo de diferenciação sexual, que é responsável por promover diferenciação gonadal em testículo ou ovário dos indivíduos (Devlin & Nagakama, 2000, Strussmann & Nakamura, 2002; Munakata & Kobayashi, 2010). É um processo que exige um controle complexo, envolvendo uma multiplicidade de vias bioquímicas, neurológicas e fisiológicas para fornecer a plasticidade necessária para o desenvolvimento das gônadas sob influência

intrínseca dos fatores ambientais e populacionais (Devlin & Nagakama, 2000, Strussmann & Nakamura, 2002; Munakata & Kobayashi, 2010).

Nossos resultados sobre o tamanho da primeira maturação mostraram respostas específicas das espécies, só sendo observadas diferenças significativas em *A. gr. bimaculatus* quando comparadas as populações da represa com a do rio. Esse resultado sugere que a espécie possui interações mais complexas entre esse atributo de história de vida com a variação ambiental do que *T. striatulus* e *L. castaneus*. A espécie *A. gr. bimaculatus* apresentou menor tamanho de maturação sexual na represa do que no rio, contínuo sinuoso. Esse fato foi também observado por Mérona *et al.* (2009), em 50% das espécies estudadas em duas represas localizadas na Guiana Francesa e no Suriname. O tamanho de maturação precoce de *A. gr. bimaculatus* na represa pode ser uma vantagem adaptativa para a espécie. A maturação precoce aparentemente exige menor gasto energético para a produção de gametas para o primeiro evento de reprodutivo, no entanto, pode limitar o crescimento posterior e a longevidade (Metcalf & Monaghan, 2003; Mérona *et al.*, 2009). Isso pode ser explicado porque a população de *A. gr. bimaculatus* apresentou maior crescimento na represa quando comparado ao rio, atingindo assim a primeira maturação em idade inferior quando comparada à do rio. De acordo com Roff, (1984) e Stearns & Koella (1986) existe uma correlação negativa entre velocidade de crescimento e idade de primeira maturação. Pode-se resumir que quanto maior a longevidade, mais tardia será a primeira maturação da espécie (Mérona *et al.*, 2009), como verificado em *A. gr. bimaculatus* no presente trabalho.

CONCLUSÕES

Os resultados demonstram que as três espécies investigadas no presente estudo apresentaram plasticidade em suas táticas reprodutivas entre o ambiente represado e lótico. Apesar de *Astyanax gr. bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus*, responderem os ambientes de forma similar, apresentaram distinção na intensidade da plasticidade. Mesmo sendo uma espécie de estratégia de reprodutiva sazonal, *A. gr. bimaculatus* foi a espécie que apresentou maior plasticidade nas táticas reprodutivas avaliadas. *T. striatulus* e *L. castaneus* possuíram menor plasticidade possuindo táticas reprodutivas aparentemente mais conservadoras em função de suas características de história de vida. No entanto, todas as espécies tiveram mudanças no período reprodutivo e na fecundidade quando comparados os dois ambientes. Este padrão de plasticidade intraespecífica na fecundidade e no período reprodutivo se repete em outras

espécies e regiões geográficas estudadas (e.g. Mazzoni & Iglesias, 2002; Baker *et al.*, 2002; de Mérona *et al.*, 2009; Gong *et al.*, 2009; Godinho *et al.*, 2010; Liao *et al.*, 2018). De um modo geral, as espécies estudadas mesmo possuindo estratégias de história de vida distintas, obtiveram êxito na colonização e no estabelecimento do novo ambiente, em virtude de apresentarem flexibilidade fenotípica em suas táticas reprodutivas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell, R.; Thieme M. L.; Revenga, C.; Bryer, M.; Kottelat, M.; Bogutskaya, N.; Coad, B.; Mandrak, N.; Balderas, S. C.; Bussing, W.; Stiassny, M. L. J.; Skelton P.; Allen, G. R.; Unmack, P.; Naseka, A.; Sindorf, R. N.; Robertson, J.; Armijo, E.; Higgins, E.; Heibel, T. J.; Wikramanayake, E.; Olson, D.; López, H. L.; Reis R. E.; Lundberg, J. G.; Pérez, M. H. S.; Petry P.C. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58: 403–414.
- Abilhoa, V. (2007). Aspectos da história natural de *Astyanax scabripinnis* Jenyns (Teleostei, Characidae) em um riacho de floresta com araucária no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24:997-1005.
- Agostinho, A. A.; Pelicice, F. M. & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 1119-1132.
- Araújo, F. G.; Duarte, S.; Goldberg, R. S.; Fichberg, I. (2000). Ciclo reprodutivo de *Parauchenipterus striatulus* (Pisces-Auchenipteridae) na represa de Ribeirão das Lajes – RJ. *Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 52(3) 276-284.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6): 711–728.
- Bailly, D.; Cassemiro, F. A. S.; Winemiller, K. O.; Diniz-Filho, J. A. F.; Agostinho, A. A. (2016). Diversity gradients of Neotropical freshwater fish: evidence of multiple underlying factors in human modified systems. *Journal of Biogeography*, 43:1679-1689.
- Baker, J. A. & Foster, S. A. (2002). Phenotypic plasticity for life history traits in a stream population of the threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. *Ecology of Freshwater Fish*, 11(1): 20-29.
- Bénech, V. & Niaré. T. (1994). Modifications du milieu et expressions de la stratégie adaptative de *Brycinus leuciscus* (Characidae) dans le bassin du Niger. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 27(2): 173-183.

- Blanck, A. & Lamouroux, N. (2007). Large-scale intraspecific variation in life-history traits of European freshwater fish. *Journal of Biogeography*, 34(5): 862-875.
- Chapman, A.; Morgan, D. L.; Beatty, S. J. & Gill, H. S. (2006). Variation in life history of land-locked lacustrine and riverine populations of *Galaxias maculatus* (Jenyns 1842) in Western Australia. *Environmental Biology of Fishes*, 77(1): 21-37.
- Chevin, L. M.; Lande, R. & Mace, G. M. (2010). Adaptation, Plasticity and Extinction in a Changing Environment: Towards a Predictive Theory. *PLoS Biology*, 8: e1000357.
- CILSJ, (2002). *Bacia Hidrográficas dos Rio São João e Rio das Ostras (Águas, Terras e Conservação Ambiental)*. Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Rio de Janeiro, 178p.
- Closs, G.P.; Hicks, A.S.; Jellyman, P.G. (2013). Life histories of closely related amphidromous and non-migratory fish species: a trade-off between egg size and fecundity. *Freshwater Biology*. 58: 1162-1177.
- Coulson, P. G.; Hall, N. G. & Potter, I. C. (2017). Variations in biological characteristics of temperate gonochoristic species of Platycephalidae and their implications: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 190: 50–68.
- Danylchuk, A. J. & Tonn, W. M. (2006). Natural disturbance and life history, consequences of winterkill on fathead minnow in boreal lakes. *Journal of Fish Biology*, 68(3): 681-394.
- Duponchelle, F.; Lino, F., Hubert, N.; Panfili, J.; Renno, J. F.; Baras, E.; Torrico, J. P.; Dugue, R.; Nuñez, J. (2007). Environment related life-history trait variations of the red-bellied piranha *Pygocentrus nattereri* in two river basins of the Bolivian Amazon. *Journal of Fish Biology*, 71(4): 1113-1134.
- Fontoura N. F.; Braun, A. S.; Milani, P. C. C. (2009). Estimating size at first maturity (L50) from Gonadosomatic Index (GSI) data. *Neotropical Ichthyology*, 7(2): 217-222.
- Fox, M. G.; Vila-Gispert, A.; Gopp, G. H. (2007). Life-history traits of introduced Iberian pumpkinseed *Lepomis gibbosus* relative to native populations. Can differences explain colonization success? *Journal of Fish Biology*, 71(Suppl. D): 56-69.
- Garcia-Berthou, E. (2007). The characteristics of invasive fishes, what has been learned so far? *Journal of Fish Biology*, 71(Suppl.D): 33-55.
- Garutti, V. (1988). Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*, 48, 747–759.
- Garutti, V. (1989). Contribuição ao conhecimento reprodutivo de *Astyanax bimaculatus* (Ostariophysi, Characidae), em cursos de água da bacia do Rio Paraná. *Revista Brasileira de Biologia*. 49:489-495.
- Gillespie, G. J. & Fox, M. G. (2003). Morphological and life-history differentiation between littoral and pelagic forms of pumpkinseed. *Journal of Fish Biology*, 62(5): 1099-1115.

- Ghalambor, C. K., McKay, J. K., Carroll, S. P., Reznick, D. N., (2007). Adaptive versus non-adaptive phenotypic plasticity and the potential for contemporary adaptation in new environments. *Functional Ecology*, 21:394–407.
- Gong, W. B.; Wu, L.; Liu, J. S.; Xie, S. Q.; Li, Z. J.; Murphy, B. R. (2009). Variation in reproductive traits between populations of *Neosalanx taihuensis* above and below the Three-Gorges Dam. *Journal Freshwater Ecology*, 24:529-533.
- Gomes Jr., J. L. & Monteiro, L. R. (2007). Size and fecundity variation in populations of *Poecilia vivipara* Block & Schneider (Teleostei; Poeciliidae) inhabiting an environmental gradient. *Journal of Fish Biology*, 71(6): 1799-1809.
- Gomes, I. D.; Araujo, F.G.; Uehara, W.; Sales, A. (2011). Reproductive biology of the armoured catfish *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855) in Lajes reservoir, southeastern Brazil. *Journal Applied Ichthyology*, 27:1322–1331.
- Gomes, I. D.; Araújo, F. G.; Nascimento, A. A.; Sales, A. (2015). Equilibrium reproductive strategy of the armored catfish *Hypostomusuro guttatus* (Siluriformes, Loricariidae) in a tropical river in Southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 98(1) 249-260.
- Gomes, L.C. & Miranda, L.E. (2001). Riverine characteristics dictate composition of fish assemblages and limit fisheries in reservoirs of the Upper Paraná River Basin. Regulated Rivers. *Research & Management*, 17: 67–76.
- Grover, M. C. (2005). Changes in size and age at maturity in a population of kokanee *Oncorhynchus nerka* during a period of declining growth conditions. *Journal of Fish Biology*, 66(1): 122-134.
- Heins, D. C.; Baker, J. A.; Guill, J. M. (2004). Seasonal and interannual components of intrapopulation variation in clutch size and egg size of a darter. *Ecology of Freshwater Fish*, 13(4): 258-265.
- Hoeinghaus, D. J.; Winemiller, K. O.; Birnbaum, J. S. (2006). Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography*, 34:324-338.
- Jones, P. E.; Senior, A.; Allibone, R. M.; Closs, G. P. (2016). Life-history variation in a species complex of nonmigratory galaxiids. *Ecology Freshwater Fish*, 25: 174-189.
- Liao, C.; Chen, S.; Guo, Z.; Ye, S.; Zhang, T.; Li, Z.; Murphy, B.R.; Liu, J. (2018). Species-specific variations in reproductive traits of three yellow catfish species (*Pelteobagrus* spp.) in relation to habitats in the Three Gorges Reservoir, China. *PLoS ONE*, 13(7):1-17.
- Lobón-Cerviá, J.; Utrilla, C. G.; Rincon, P. A. & Amezcua, F. (1997). Environmentally induced spatio-temporal variations in the fecundity of brown trout *Salmo trutta* L.: trade-offs between egg size and number. *Freshwater Biology*, 38(2): 277-288.

- Lopes, C.; Benedito-Cecilio, A. E.; Agostinho, A. A. (2000). The reproductive strategy of *Leporinus friderici* (Characiformes, Anostomidae) in the Paraná River Basin, the effect of reservoirs. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2): 255-266.
- Loverde-Oliveira, S. M., Huszar, V. L. M.; Mazzeo, N.; Scheffer, M. (2009). Hydrology-driven regime shifts in a shallow tropical lake. *Ecosystems* 12: 807–819.
- Lowe-McConnell L, R.H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo, EDUSP, 584p.
- Lowerre-Barbieri, S. K.; Brown-Peterson, N. J.; Murua, H.; Tomkiewicz, J.; Wyanski, D. & Saborido-Rey, F.(2011). Emerging issues and methodological advances in fisheries reproductive biology. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science*, 3: 32-51.
- Mazzoni, R.; Mendonça, R. S. & Caramaschi, E. P. (2005). Reproductive biology of *Astyanax janeiroensis* (Osteichthyes, Characidae) from the Ubatiba River, Maricá, RJ, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65(4) 643-649.
- Mazzoni R. & Iglesias-Rios R. (2002). Environmentally related life history variations in *Geophagus brasiliensis*. *Journal Fish Biology*, 61: 1606-1618.
- Mazzoni, R. & Caramaschi, E. P., (1995). Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus*. *Journal of Fish Biology*, 47(5) 841-849.
- McBride, R. S.; Somarakis, S.; Fitzhugh, G. R.; Albert, A.; Yaragina, N. A.; Wuenschel, M. J. (2015). Energy acquisition and allocation to egg production in relation to fish reproductive strategies. *Fish and Fisheries*. 16(1):23-57.
- Menezes, M. S. & Caramaschi, E. P. (2000). Longitudinal distribution of *Hypostomus punctatus* (Osteichthyes, Loricariidae) in a coastal stream from Rio de Janeiro, Southeastern. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(2): 221-227
- McPhee, M. V. (2007). Age, growth, and life-history comparisons between the invasive white sucker (*Catostomus commersoni*) and native Rio Grande sucker (*C. plebeius*) in the Southwestern *Naturalist*, 52(1): 15-25.
- Mérona, B.; Vigouroux, R.; Horeau, V. (2003). Changes in food resources and their utilization by fish assemblages in a large tropical reservoir in South America (Petit-Saut Dam, French Guiana). *Acta Oecologica*, 24: 147-156.
- Mérona, B.; Mol, J.; Vigouroux, R. & Chaves, P.D.T. (2009). Phenotypic plasticity in fish life-history traits in two neotropical reservoirs: Petit-Saut Reservoir in French Guiana and Brokopondo Reservoir in Suriname. *Neotropic Ichthyology*, 7: 683-692.
- Metcalfé, N. B. & Monaghan, P. (2003). Growth versus lifespan, perspectives from evolutionary ecology. *Experimental Gerontology*, 38(9): 935-940.
- Munakata A, Kobayashi M. (2010). Endocrine control of sexual behavior in teleost fish. *General Comparative Endocrinology*. 165:456–468.

- Munro, A. D. (1990). Tropical Freshwater Fishes. In *Reproductive Seasonality in Teleosts: Environmental Influences* (Munro, A. D., Scott, A. P. & Lam, T. J., eds), pp. 145–239. Florida: CRC Press, Inc.
- Nagahama, Y., (2000). *Gonadal steroid hormones: major regulators of gonadal sex differentiation and gametogenesis in fish*. In *Reproductive Physiology of Fish* (Norberg, B., Kjesbu, O. S., Taranger, G. L., Andersson, E. & Stefansson, S. O., eds), pp. 211-222. Bergen: University of Bergen Press.
- Nikolsky, G.V. (1969) *Fish Population Dynamics as the Biological Background for the Rational Exploitation and Management of Fishery Resources*, Oliver and Boyd, Edinburgh.
- Olden, J. D.; Poff, N. L.; Bestgen, K. R. (2006). Life-history strategies predict fish invasions and extirpations in the Colorado River basin. *Ecological Monographs*, 76(1): 25–40.
- Pampoulie, C.; Bouchereau, J. L.; Rosocchi, E.; Poizat, G.; Crivelli, A. J. (2000). Annual variations in the reproductive traits of *Pomatoschistus microps* in a Mediterranean lagoon under going environmental changes: evidence of phenotypic plasticity. *Journal of Fish Biology*, 57, 1441–1452.
- Perkin, J. S.; Knorp, N. E.; Boersig, T. C.; Gebhard, A. E.; Hix, L. A.; Johnson, T.C. (2016). Life history theory predicts longterm fish assemblage response to stream impoundment. *Canadian Journal Fish and Aquatic Science*, 74: 228-239.
- Poff, N. L.; Olden, J. D.; Merritt, D. M.; Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 5732–5737.
- R Development Core Team. (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria.
- Ribeiro, N. B.; Johnsson, R.M.F. & Martins, M.S. (2017). Ecological risk of Lagoons São João River Basin, RJ, Brazil. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 23(3): 447-458.
- Suzuki, H. I., Bulla, C. K. & Agostinho, A. A. (2005). Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. In: *Biocenoses em Reservatórios (Padrões espaciais e temporais)* (L. Rodrigues, S.M. Thomaz, A.A.; Agostinho & L.C. Gomes, eds.). p.223-236. RiMa, São Carlos.
- Strussmann, C. A. & Nakamura, M. (2002). Morphology, endocrinology, and environmental modulation of gonadal sex differentiation in teleost fishes. *Fish Physiology and Biochemistry*, 26: 13–29.
- Tedesco, P.A.; Hugueny, B.; Oberdorff, T.; Durr, H. H.; Merigoux, S.; de Merona, B. (2008). River hydrological seasonality influences life history strategies of tropical riverine fishes. *Oecologia*, 156: 691–702.

- Tondato, K. K.; Fialho, C. B.; Suárez, Y. R. (2014). Reproductive ecology of *Odontostilbepequira* (Steindachner, 1882) (Characidae, Cheirodontidae) in the Paraguay River, southern Pantanal, Brazil. *Environmental Biology Fish*, 97: 13-25.
- Vazzoler, A. E. A. M. (1996.) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. EDUEM, Maringá.
- Vila-Gispert, A.; Moreno-Amich, R. & García-Berthou, E. (2002). Gradients of life-history variation: an intercontinental comparison of fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 12, 417–427.
- Winemiller, K. O. & Rose, K. A. (1992). Patterns of life-history diversification in North American fishes: implications for population regulation. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*. 49(10):2196–2218.
- Winemiller, K.O.; Agostinho, A. A. & Caramaschi, E. P. (2008). Fish Ecology in Tropical Streams. In: Dudgeon D (ed.) *Tropical Stream Ecology*. Elsevier, London, pp 107-146.
- Winemiller, K. O. (2005). Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:872– 885.
- Wootton, R.J. & Smith, C. (2015). *Reproductive Biology of Teleost Fishes*. John Wiley & Sons, Oxford, UK, 496pp.
- Zeug S.C. & Winemiller K.O. (2007). Ecological correlates of fish reproductive activity in floodplain rivers: a life-history-based approach. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science*. 64: 1291–1301.

CONCLUSÕES FINAIS

Os resultados desta tese representam importantes conclusões quanto à atual composição das assembleias de peixes que ocupam as diferentes áreas formadas após as intervenções hidrológicas realizadas no século passado no baixo curso do Rio São João.

No capítulo I apresentamos a atual riqueza de espécies e os descritores de comunidade, sendo relatado um total de 51 espécies de água doce e de 51 espécies marinhas, pertencentes a 45 famílias e 19 ordens. No entanto, apenas 32 das espécies de água doce são nativas, enquanto 12 espécies são não-nativas. Esses dados destacam a inexistência de registro dessas espécies antes dos anos 2000, concluindo-se que o processo de invasão na bacia é recente. Por outro lado, o estudo demonstrou que a área a montante do reservatório e a área estuarina apresentaram maior riqueza e maior dominância de espécies nativas.

No capítulo II pré-definimos paisagens em função das alterações ambientais e da presença ou ausência de espécies não-nativas, gerando informações sobre o processo de homogeneização biótica. Áreas alteradas apresentaram diferenças significativas na composição de espécies quando comparadas à composição da comunidade da área com características naturais, em função da integração da perda de espécies com a introdução de espécies não-nativas, além de mudanças na abundância relativa e na biomassa das espécies. Por outro lado, a área com características mais próximas dos ambientes “prístinos”, destacou-se por maior heterogeneidade biótica, com maior riqueza e abundância de espécies nativas, constituindo um testemunho da ictiofauna de planície nativa da bacia. Nesse capítulo destacamos a necessidade de monitoramento de longo prazo nas áreas impactadas a fim de identificar o grau de estabelecimento e os impactos causados pelas espécies não-nativas.

No capítulo III fornecemos informações sobre a seleção de estratégias reprodutivas nas diferentes áreas que sofreram alterações hidrológicas no baixo curso do Rio São João. Guildas de estratégia sazonal e oportunista foram as mais sensíveis a alterações ambientais, sendo encontradas em maior riqueza de espécies e abundância de indivíduos apenas em áreas que não sofreram interdições no pulso de inundação e na mata ripária no entorno. Guildas de estratégia intermediária e em equilíbrio foram beneficiadas na ocupação dos ambientes alterados; as características reprodutivas das espécies lhes fornecem maior flexibilização e possibilidade de dominar ambientes alterados.

No capítulo IV demonstramos que *Astyanax* gr. *bimaculatus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Loricariichthys castaneus* apresentaram algum tipo de plasticidade em suas táticas reprodutivas entre os ambientes represado e lótico. Apesar de possuírem estratégias de história de vida distintas, responderam aos ambientes de forma semelhante mas com intensidade distinta. *Astyanax* gr. *bimaculatus* apresentou maior plasticidade nas táticas reprodutivas avaliadas, enquanto *T. striatulus* e *L. castaneus* mostraram táticas reprodutivas aparentemente mais conservadoras em função de suas características de história de vida. O padrão encontrado de plasticidade intraespecífica corrobora com outros estudos realizados com outras espécies de regiões biogeográficas distintas.

Além dos capítulos apresentados, durante o doutorado foi realizado um estudo paralelo para determinar o impacto ambiental causado pelo despejo ilegal de resíduos de estações de tratamento de água (ETAs) no baixo rio São João. O estudo foi realizado durante a disciplina de Práticas Interdisciplinares atendendo uma demanda da população local (Barra de São João), que desde a década de 70 observa mortalidade de peixes após as primeiras chuvas do verão. Os resultados desse estudo foi adicionado como material suplementar nesta tese. Foram determinadas as concentrações dos metais em amostras de sedimento superficial, coletadas ao longo de um gradiente ambiental no Rio São João. Detectamos altas concentrações de Al e valores de I_{geo} e FE indicando poluição de origem antropogênica oriunda do tratamento de água praticado na região. O estudo forneceu subsídios para ações, em curso, do Instituto Chico Mendes de Conservação a Biodiversidade (ICMbio) e do Ministério Público Federal (MPF) nas empresas de tratamento de água da região.

Embora a tese tenha levado em consideração apenas um rio costeiro alterado, os resultados, de maneira geral, demonstram que o Rio São João serve de modelo aplicável a outras centenas de rios que drenam para o Oceano Atlântico e que sofreram ou estão sujeitos a alterações hidrológicas de natureza similar ou que, pelo aumento das demandas hídricas, passarão a sofrer.

Os resultados destacam a necessidade de monitoramento a longo prazo a fim de identificar o grau de estabelecimento e os impactos causados pelas espécies não-nativas. A conservação da biodiversidade é um grande desafio no ambiente neotropical, existindo urgência na criação e desenvolvimento de estratégias de gestão para o controle de espécies não-nativas, para que futuras invasões sejam evitadas, ou pelo menos controladas de forma mais eficaz. Os dados reprodutivos obtidos levantaram novas questões de pesquisa em relação às estratégias reprodutivas que mostraram responder aos filtros ambientais, como,

por exemplo, o desenvolvimento e aplicação de um modelo de vazão ecológica com base nos atributos de história de vida, para gestão sustentável da manutenção de espécies nativas. O desenvolvimento de modelos poderá fornecer a base para prever impactos e consequências ecológicas das alterações do regime de vazões, do uso da terra, da instalação de espécies invasoras e da redução de espécies não nativas, todas situações observadas no baixo Rio São João.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Trabalho realizado durante a disciplina de Prática Interdisciplinares enviado para Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental

Identificação e avaliação do impacto ambiental do descarte de resíduos sólidos de estações de tratamento de água no Rio São João, RJ

Vagner L. M. dos Santos^{*a,c}Fernando N. Pinto^{b,d}e João P. Torres^d

^a Universidade Federal do Rio de Janeiro, Núcleo em Ecologia e Desenvolvimento Sócio Ambiental de Macaé, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação. -CEP 27965-045, Macaé, RJ, Brasil.

^b Universidade Federal Fluminense, Programa de Pós-graduação em Biologia Marinha e Ambientes Costeiros. Niterói, RJ, Brasil.

^cUniversidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia -Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia de Peixes, Cx. P. 68020, CEP 21940-540, Rio de Janeiro, Brasil

^dUniversidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Branca, CEP 21940-540, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

*email:vagnerfisher@yahoo.com.br

ABSTRACT

The present study sought to determine the environmental impact caused by the illegal dumping of ETA residues, rich in aluminum in the dam area and in a tributary of the São João river, RJ. The concentrations of the metals (Al, Ni, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) were determined in samples of surface sediment, collected along an environmental gradient, comprising the Juturnaiba dam and the area downstream of the reservoir. The work showed that most of the metals studied fit their concentrations within the limits established by environmental agencies. The I_{geo} and FE calculation made it possible to classify the absent and moderate contamination in both compartments studied. However, high concentrations of Al were found when compared to previous studies performed in the region, as well as values of I_{geo} > 4 and FE > 6 indicating pollution of anthropogenic origin. It was verified pH levels < 5 at the points downstream of the reservoir during the rainy season, this fact is extremely worrying, because the acidic pH enhances the solubilization of aluminum in the Al³⁺ ion, extremely toxic for local biota survival and for consumption human.

Keywords: Metals, Aluminum, pH, dissolution, geoaccumulation, contamination

RESUMO

O presente estudo buscou determinar o impacto ambiental causado pelo despejo ilegal de resíduos de ETAs, ricos em alumínio na área de represamento e em um afluente do rio São João, RJ. Foram determinadas as concentrações dos metais (Al, Ni, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) em amostras de sedimento superficial, coletadas ao longo de um gradiente ambiental, compreendendo a represa de Juturnaiba e a área à jusante do reservatório. O trabalho demonstrou, que a maioria dos metais estudados, enquadram suas concentrações dentro dos limites estabelecidos pelas agências ambientais. O cálculo I_{geo} e FE possibilitou classificar a contaminação ausente e moderada, em ambos compartimentos estudados. No entanto, foram encontradas altas concentrações de Al, quando comparados a trabalhos anteriores realizados na região, como também valores de I_{geo} > 4 e FE > 6 indicando poluição de origem antropogênica. Foi verificado níveis de pH < 5 nos pontos a jusante do reservatório, durante o período chuvoso, este fato é extremamente preocupante, porque o pH ácido

potencializa solubilização do alumínio no íon Al^{3+} , extremamente tóxico para a sobrevivência biota local e para o consumo humano.

Palavras chaves: Metais, Alumínio, pH, dissolução, geoacumulação, contaminação

INTRODUÇÃO

A poluição por metais tornou-se uma grande preocupação, devido à sua toxicidade, persistência e natureza bioacumulativa (Forstner & Wittmam, 1983). Os metais estão amplamente distribuídos pela crosta terrestre e, são introduzidos nos sistemas naturais através de processos geoquímicos, entretanto sua ocorrência pode ser de origem antropogênica, através do despejo de resíduos industriais, atividades agrícolas e mineradoras (Dragun, *et al.*, 1999, Lim *et al.*, 2012). Metais são submetidos a numerosas mudanças em sua especiação quando descartados em ambientes aquáticos, devido aos fenômenos de dissolução, precipitação, adsorção e complexação (Forstner & Wittmam, 1983; Lim *et al.*, 2012). Os metais quando entram no sistema aquático tendem a precipitarem em sedimentos orgânicos, óxidos de Fe / Mn, sulfureto e argila, formando assim, vários complexos reativos, prejudiciais ao ambiente natural (Wang & Chen, 2000). Assim, o sedimento é considerado como o potencial reservatório de metais e desempenha um papel fundamental na adsorção de metais dissolvidos (Wang & Chen, 2000; Lim *et al.*, 2012). Sob diferentes condições físicas e condições químicas, os metais nos sedimentos podem ser liberados para a coluna de água, como íons livres. Os íons metálicos podem ser nutrientes essenciais, como também extremamente tóxicos para sobrevivência de organismos aquáticos dependendo da concentração (Forstner & Wittmam, 1983).

No Brasil existem cerca de 7.500 estações de tratamento de água (ETAs), em sua grande maioria, com ciclo completo, que inclui coagulação, floculação, decantação e filtração (Achon *et al.*, 2013). Entretanto, as ETAs são consideradas potenciais fontes poluidoras, por gerarem uma grande quantidade de resíduos (lodo) ricos em metais, originados no processo de tratamento (Reis *et al.*, 2007, Achon *et al.*, 2013). Apesar da legislação brasileira ser rigorosa, o despejo de rejeitos de ETAs no ambiente é uma prática comum, principalmente pelo alto custo do processamento destes resíduos (Reis *et al.*, 2007). Estudos demonstram que esses resíduos são ricos em metais e substâncias orgânicas, gerando impactos significativos à saúde humana e para a biota (Kruus & Mccaw, 1991, Allin & Wilson, 2000, Motula *et al.*, 2009). Além disso, interferem na ciclagem de nutrientes, alteram a composição química e a transparência da água, contaminam lençóis freáticos e causam assoreamento (Di Bernardo & Dantas, 2005; Reis *et al.*, 2007).

O agente coagulante mais utilizado no Brasil é o sulfato de alumínio $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (Camargo *et al.*, 2009; Pernitsky & Edzwald, 2006). A reação do sulfato de alumínio com água, resulta na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva (hidróxido de alumínio) e depende da concentração do metal e pH final da mistura (Gonzalez *et al.*, 2007). O resultado é a aglutinação dos sólidos suspensos ao hidróxido de alumínio formando partículas maiores, denominadas flocos, que podem ser removidos por sedimentação, flotação ou filtração rápida (Di Bernardo, 2005)

Devido à ampla utilização do sulfato de alumínio nas estações de tratamento de água, há vários anos o metal encontrado em maior quantidade nos rejeitos de tratamento é o alumínio (De Voto, & Yokel, 1994, Mortula *et al.*, 2009). Em ambientes aquáticos, o alumínio pode se acumular no sedimento e em organismos aquáticos (Walton *et al.*, 2010), principalmente nas mitocôndrias e lisossomos (Kumar *et al.*, 2009; Nayak, 2002). Tanto a solubilidade quanto a especificação de alumínio são pH dependente (Driscoll & Postek 1996; Howells *et al.*, 1990; Spry & Wiener, 1991). O alumínio é um metal fortemente hidrolisado e relativamente insolúvel no pH neutro (6,0 - 8,0). Na presença de condições sob meio ácido e alcalino (pH <6 ou > 8), a solubilidade em alumínio é melhorada. Com baixos valores de pH, Al dissolvido está presente na forma Al^{3+} , extremamente tóxica para a biota e para o consumo humano (Mortula, *et al.*, 2009). Apesar destes riscos não existe nenhum limite norteador para o alumínio em sedimento pela legislação ambiental nacional, por ser um elemento encontrado em grandes quantidades naturalmente.

Na bacia do rio São João, localizado no estado do Rio de Janeiro, possui um histórico de despejo de resíduos de tratamento água nos últimos 30 anos no reservatório de Juturnaíba e no rio Dourado. Neste local Souza & Wasserman, (2015) verificaram grandes quantidades de alumínio próximo às estações de tratamento de água e no vertedouro da represa. Segundo Wasserman (2012) o pH da região apresenta um valor médio de 6,5, com variações entre 5,8 – 7,9, indicando que o alumínio não entra em processo de dissolução. Entretanto, os autores apenas consideraram o reservatório como destino final dos resíduos, não avaliando a possibilidade destes rejeitos atingirem o rio a jusante.

Existem indícios que os resíduos podem estar afetando o baixo rio São João, todos os anos são constadas mortandades de peixes, sempre após fortes chuvas, com declínio do pH e aumento da transparência da água. Esse fenômeno foi constatado diversas vezes durante as coletas ictiológicas (de janeiro de 2016 a janeiro de 2017). O pH ácido é um forte indicador que alumínio proveniente dos resíduos de tratamento de água, pode estar em dissolução afetando a sobrevivência da biota local. De acordo com relatos da população

ribeirinha, o aumento da transparência da água está se intensificando nos últimos cinco anos e está sendo percebido declínio na produção pesqueira da região. Mergulhadores relatam que o contato direto com a água clara com floculações provoca irritações cutâneas e nos olhos, além de possuir gosto amargo.

Devido à esta problemática, o trabalho teve como objetivo avaliar as concentrações de metais no sedimento ao longo de um gradiente ambiental no rio São João, com a finalidade de verificar a influência destes resíduos ricos em alumínio de ETAs, estão impactando o rio a jusante das áreas de despejo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia do rio São João, localizado na porção leste do estado do Rio de Janeiro, (22°20' / 22°50' S e 042°00' / 042°40' W), possui área de drenagem de cerca de 2.190 km² envolvendo parcialmente seis municípios. Possui grande importância regional, seu reservatório é responsável pelo abastecimento de água potável para 75% da Região dos Lagos. O rio São João está inserido parcialmente na Reserva Biológica de Poços das Antas e na APA Rio São João e do Mico Leão Dourado, sendo considerado uma região estratégica para a conservação da Mata Atlântica (Primo & Volker, 2003). Possui uma extensa área estuarina, onde muitas espécies de peixes e crustáceos utilizam para crescimento, alimentação e reprodução, sendo esta área de grande importância para a atividade pesqueira local (Primo & Volker, 2003). O relevo da bacia é bastante diversificado, com fragmentos de Mata Atlântica nas serras, planaltos e colinas. As grandes baixadas são ocupadas praticamente por pastagens e áreas agrícolas. Entre os anos de 1950 e 1985, o rio São João e seus afluentes sofreram grandes alterações hidrológicas como retificações, dragagens, drenagens e a formação do reservatório de Juturnaíba, acarretando um grande impacto ambiental para região. Estas alterações aceleraram o fluxo de água, aumentando a erosão das margens e o transporte de sedimentos, causando assim alterações na qualidade da água (Bidegain *et al.*, 2003). Os solos da região são constituídos por latossolos (oxissolos) extremamente intemperizados, compostos principalmente por oxi-hidróxidos de alumínio, caracterizados por uma textura argilosa e siltosa (Primo & Volker, 2003).

Coleta e tratamento de amostras

Amostras do sedimento superficial foram coletadas em agosto de 2017, em oito estações de coleta a jusante do reservatório de Juturnaíba, em áreas de deposição de

sedimento (JU1, JU2, JU3, JU4, JU5, JU6, JU7, JU8). E em quatro pontos de coleta a montante da barragem do reservatório (pontos MO1, MO2, MO3, MO4) (Fig.1). Para coleta de sedimento foi utilizada uma draga de Eckman, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos de polipropileno e mantidas refrigeradas. As variáveis ambientais (pH, salinidade, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido e porcentagem de oxigênio) foram registradas em cada ponto de coleta através de uma sonda multiparâmetro YSI 556 MPS, a profundidade e a transparência da água foram verificadas através do disco Secchi.

Análise laboratorial

A determinação dos metais pesados no sedimento foi realizada no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca da Universidade Federal do Rio de Janeiro. As amostras foram peneiradas a húmido em malha de 63µm e secadas em estufa a 50° C. Posteriormente, foram maceradas para desagregação das partículas e homogeneização (Salomons & Forstner, 1984).

Os metais foram extraídos das partículas do sedimento a partir de digestão ácida seguindo a metodologia adaptada de US-EPA 3050b (US-EPA, 2007). Essa metodologia de extração forte remove quase todos os metais do sedimento, principalmente os elementos que podem se tornar disponíveis para o ambiente, não quantificando os metais associados a matriz de silicato, fração indisponível. As concentrações dos metais Al, Cu, Cr, Pb, Fe, Mn, Ni e Zn, determinadas por espectro fotometria de absorção atômica - Varian AA 240 FS (Fast Sequential Atomic Absorption Spectrometer). As concentrações dos metais da fração disponível foram extraídas com HCl 0,1 N por 16 h e determinados também por determinadas por espectro fotometria de absorção atômica (Moraes *et al.*, 2000).

O teor de matéria orgânica (MO) foi determinado na fração fina das amostras, através do método de gravimetria. Foram pesadas alíquotas de um grama de cada amostra em balança analítica e colocadas em cadinhos de porcelana previamente tarados. As amostras foram calcinadas em mufla à 450 °C de temperatura. Após a queima, os cadinhos foram novamente pesados, para verificar a relação entre a massa inicial e final das amostras (Allen, 1989).

Análise de dados

Distribuição espacial dos metais e qualidade ambiental

Para visualizar a concentração de metais em função da similaridade entre os pontos de coleta foi utilizada uma análise de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS). As concentrações de cada metal foram plotadas e analisadas suas variâncias (ANOVA) com a finalidade de verificar diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os pontos de coleta. Os dados das concentrações encontrados, foram comparados com a resolução CONAMA 354 (2012). E com as diretrizes de qualidade dos sedimentos (SQGs) desenvolvidas pela legislação Canadense, que estabelece valores referência de efeito liminar (TEL), que não afeta a comunidade biológica e valores de nível de provável efeito (PEL), que pode causar efeitos adversos aos organismos aquáticos.

Índice de Geoacumulação (I_{geo}) e Fator de Enriquecimento (FE)

Com o objetivo de estabelecer um quadro para a contaminação dos sedimentos, a partir das concentrações encontradas calculou-se o Índice de Geoacumulação (I_{geo}) proposto por Muller (1979) *apud* Calmano & Förstner (1996), que permite classificar o nível de enriquecimento dos metais nos sedimentos em 7 classes (Tab.1), a partir da relação entre os teores encontrados localmente e um valor referencial equivalente à média mundial. O I_{geo} é uma medida quantitativa da poluição por metais pesados em sedimentos aquáticos, que reflete o enriquecimento relativo de um determinado metal em um sistema (Müller, 1979). O *background* utilizado foi a média mundial da concentração do folhelho médio.

Esse índice pode ser calculado pela seguinte fórmula: $I_{Geo} = \log_2 + Cn / 1,5 \times Bn$

Onde:

Cn = concentração média do elemento **n** na fração fina do sedimento;

Bn = *background* geoquímico do elemento **n** em sedimentos argilo-siltosos;

1,5 = fator de correção dos efeitos litogênicos.

Para uma avaliação geral da qualidade dos sedimentos foi calculado o fator de enriquecimento (FE), utilizando o manganês como normalizador, devido a problemática com o alumínio na região. Ele é calculado pela seguinte fórmula:

$$FE = (Ct / Cb) / (Mnt / Mnb)$$

Onde:

Ct = concentração do elemento na amostra;

Cb = concentração de background do elemento considerado;

Mnt = concentração de Mn na amostra;

Mnb = concentração de background do Mn do folhelho médio.

Este método permite visualizar se a concentração do metal extrapola ou não o seu valor de background, conforme as seguintes interpretações: $FE < 3$ ausência de contaminação, $FE = (3-6)$ contaminação moderada a considerável e $FE > 6$ contaminação elevada (Muller, 1979).

Potencial de dissolução de metais

A fim de verificar o risco de dissolução do alumínio no sistema, foi plotado um gráfico de *box plot* com as flutuações de pH nos pontos de coleta a jusante e a montante da barragem do reservatório, entre janeiro de 2016 e janeiro de 2017, adquiridos bimestralmente durante as coletas da ictiofauna. Foi realizada a análise de variância, considerando o nível de probabilidade $p < 0,05$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As amostras de sedimento coletadas, possuíram grande distinção nas concentrações de metais ao longo gradiente ambiental estudado no rio São João. Através da análise de componentes principais (PCA), foi possível observar que o eixo I explicou 66,86 das relações, enquanto o eixo II explicou 33,12%. Os pontos MO2, MO3 e MO4 estão mais próximos entre si em função das altas concentrações de Al, por estarem localizados próximos as pilhagens de rejeitos de duas estações de tratamento de água (ETAs) (Fig.2). Os pontos JU2, JU3 e JU6 se agruparam, principalmente por possuírem a maiores concentrações de Fe. enquanto os pontos MO1, JU1, JU3, JU7 e JU8 mostraram características semelhantes na concentrações de metais (Fig.2).

A maioria dos metais analisados estavam com suas concentrações dentro dos parâmetros estabelecidos pela CONAMA 454 e pelo Governo Canadense. As diferenças nas concentrações de todos os elementos em função dos pontos de coleta foram estatisticamente significantes ($P < 0,05$). O Ni foi único metal que teve concentrações acima das concentrações de Nível 1, tanto para água doce, quanto para água salobra da resolução CONAMA 454. O Nível 1 é o limiar máximo com menor probabilidade de efeitos adversos para biota, acima desse valor já existe essa possibilidade. Além disso quase todo o Níquel quantificado no sedimento está na forma disponível, aumentando a capacidade de efeitos com a biota aquática. O valor médio encontrado foi de $17,6 \text{ mg/kg}^{-1}$ sendo ele o único metal traço com concentrações acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA (TEL=18,0). Os

maiores valores foram encontrados nos pontos MO1(20,55 mg/kg⁻¹), JU5 (22,17 mg/kg⁻¹), JU6 (23,14mg/kg⁻¹), JU8 (19,48 mg/kg⁻¹) (Fig.3A). As menores concentrações foram observadas nos pontos MO3 (9,66 mg/kg⁻¹) e MO4 (10,92mg/kg⁻¹). Paixão *et al.* (2013) também encontraram valores de 29,5 mg/kg⁻¹d em amostras coletadas a jusante do reservatório de Juturnaiba. Apesar de nenhuma amostra não ter ultrapassado o valor de PEL (38,5), este metal pode estar relacionado a fontes antropogênicas, já que é amplamente utilizado em atividades humanas (Mcbride, 1994). No entanto, os valores de I_{geo} foram classificados como ausente de contaminação a maioria dos pontos, foi observado contaminação moderada (0-1) nos pontos M1, JU5, JU6 e JU8 (Tab.2). Os valores de FE foram inferiores a 3, demonstrando ausência de poluição por este metal (Tab.3).

A concentração média de Pb foi de 13,50 mg/kg⁻¹, todos os valores encontrados estavam abaixo dos limites previstos pelas agências ambientais, apesar que as concentrações desse metal se encontram quase que em sua totalidade na fração disponível. O maior valor encontrado foi de 24,2 mg/kg⁻¹no ponto MO2 (Fig.3B), este ponto próximo ao vertedouro da barragem e a confluência do rio São João. Souza & Wasserman (2015) também encontraram nesta área valores semelhantes da concentração de Pb (22 mg/kg⁻¹), e associam com a baixa granulometria da região e de ser uma área de deposição de baixa mobilidade.Paixão *et al.* (2013) verificou uma concentração média de 21, 62 mg/kg⁻¹ em pontos a jusante do reservatório de Juturnaiba. A maioria dos valores de I_{geo} se enquadraram como ausentes de contaminação, entretanto, os pontos M1, M2 e JU3 foram caracterizados com poluição ausente e moderada (Tab.2). Os valores de FE foram inferiores a 3, demonstrando ausência de poluição e que que as concentrações encontradas são características naturais da região

Enquanto, o Zn foi encontrado com uma concentração média de 65,65 mg/kg⁻¹, muito semelhante à concentração média de 66,0 mg/kg⁻¹,encontrada por Souza & Wasserman (2015) no reservatório de Juturnaíba.As maiores concentrações foram verificadas nos pontos a jusante com interferência marinha com maiores salinidade e condutividade, onde JU8 possui a concentração de 88,37 mg/kg⁻¹, este fato pode estar relacionado do Znsofrer precipitação em áreas de maior salinidade (Forsther & Wittman, 1983). Enquanto, Paixão *et al.* (2013) encontraram uma concentração média 59,65 mg/kg⁻¹em pontos a jusante do reservatório em trabalho anterior. Os menores valores foram observados nas áreas de despejo de resíduos de tratamento de água, onde a concentração em MO3 foi de 30,85 mg/kg⁻¹ e em MO4 de 32,79 mg/kg⁻¹) (Fig.3C). Na maioria dos pontos, os valores de I_{geo} se enquadraram como ausente a moderado, apenas o ponto J5

teve um valor superior a 1 (Tab.2). Já o FE apresentou valor acima de 3 nos pontos JU5 e JU6, caracterizando estes pontos como poluição moderado e considerável, podendo estar relacionado ao aporte de esgotos do Rio Dourado.

As concentrações médias do Cr foi de 20,58 mg/kg⁻¹, as menores concentrações encontradas nos pontos MO3 (13,21 mg/kg⁻¹) MO4 (10,54 mg/kg⁻¹) onde existem rejeitos das ETAs no reservatório de Juturnaíba (Fig.3D). A maior concentração de Cr foi verificada na área estuarina, principalmente no ponto JU8 (38,46 mg/kg⁻¹), estando abaixo do limite (90 mg/kg⁻¹) estipulado para ambientes estuarinos e marinhos. Anteriormente foram encontrados por Paixão *et al.* (2013), nos pontos a jusante da barragem uma concentração média de 44,86 mg/kg⁻¹, no entanto verificaram em um ponto próximo a JU2, um valor de 93,7 mg/kg⁻¹. Esta área fica próxima à confluência do rio Indaiçu, que corta toda a cidade e o polo industrial de Casimiro de Abreu, antes de desembocar no rio São João. O cromo é amplamente utilizado na metalurgia, sendo importante para na fabricação de ligas especiais de aço, no tratamento de superfícies metálicas. O efluente destas indústrias em geral apresenta-se com grandes concentrações de Cr (Mendes *et al.*, 2004). Os valores de I_{geo} foram abaixo de 0 na maioria dos pontos, caracterizando ausência de contaminação nos sedimentos, apenas o ponto JU 8 foi caracterizado como moderado ou ausente (Tab.2). Todos os valores de FE foram negativos demonstrando ausência de poluição por Cr.

As concentrações de Cu foram as possuíram menor variação entre os pontos de coleta, com uma média encontrada 9,88 mg/kg⁻¹, apresentando uma grande fração de suas concentrações na forma disponível. A maior concentração foi encontrada no ponto MO2 (12,25 mg/kg⁻¹) (Fig.3E). Enquanto, Souza & Wasserman (2015) encontraram concentração média superior, de 14,0 mg/kg⁻¹ no reservatório de Jururnaiba. Em 2012, Paixão *et al.* (2013) verificaram a jusante do reservatório em uma única coleta valor médio de 600,23 mg/kg⁻¹ valor muito superior aos limites TEL (37,7 mg/kg⁻¹) e PEL (197 mg/kg⁻¹). Essas altas concentrações podem estar relacionadas a utilização de sulfato de cobre dentro do reservatório para o controle de algas. No entanto, em coletas posteriores, Paixão *et al.* (2012), encontrou concentrações médias de 10,91 mg/kg⁻¹, abaixo dos limites estabelecidos pela CONAMA. A mobilidade do Cu no sedimento é dependente do carbono orgânico, e particularmente estáveis a pH entre 5 e 6 (Quintal,2012). Os valores de I_{geo} e FE do presente trabalho, verificou contaminação por Cu ausente e moderada nos sedimentos estudados (Tab.2 e Tab.3).

Os solos tropicais possuem concentrações naturalmente elevadas dos metais Alumínio, Ferro e Manganês. Dessa forma, os solos constituem-se em uma fonte significativa desses metais para os corpos hídricos, através da lixiviação de partículas devido a processos erosivos, causados entre diversos fatores por chuvas intensas e carência/ausência de mata ciliar (CETESB, 2013). A concentração média do Mn foi de 325,0 mg/kg⁻¹, o maior valor encontrado foi no ponto JU2 (513,26 mg/kg⁻¹) e os menores nos pontos MO3 (148,12 mg/kg⁻¹) e MO4 (139,3 mg/kg⁻¹) próximo aos despejos de resíduos das ETAs (Fig.3F). Souza & Wasserman (2015) verificaram valores médios superiores no reservatório de Juturnaiba (623,0 mg/kg⁻¹), enquanto Paixão *et al.* (2012) encontrou uma concentração média de 323 mg/kg⁻¹ a jusante do reservatório, muito semelhante ao encontrado no presente trabalho, demonstrando uma característica regional. Os valores de I_{geo} e FE demonstraram que os sedimentos superficiais estudados são ausentes de contaminação por Mn (Tab.2 e Tab.3).

O Fe teve uma concentração média de 47.840 mg/kg⁻¹, as maiores concentrações foram observadas a jusante do reservatório no ponto JU6 (92.000 mg/kg⁻¹), este fato pode estar relacionado com as obras de duplicação da BR101, a qual carreou grande quantidade de sedimento para os afluentes do rio São João (Fig.3G). Em trabalho anterior no reservatório de Juturnaiba, Souza & Wasserman (2015) encontraram uma concentração média do Fe foi de 34.989 mg/kg⁻¹, no entanto, a maior concentração encontrada foi de 46.091 mg/kg⁻¹, próximo ao ponto MO2 do presente estudo que observou a menor concentração encontrada de 15.185 mg/kg⁻¹. Esta diferença pode estar relacionada aos períodos de coleta, onde as concentrações de Fe aumentam durante o período chuvoso devido a lixiviação do solo e do aporte do rio São João para represa. O Fe é um dos principais nutrientes responsáveis pelo equilíbrio da biota aquática, junto com o fósforo, pois são mais abundantes na natureza e, atualmente, a disponibilidade destes elementos é incrementada em função do uso de fertilizantes na agricultura, por aporte de esgotos urbanos e industriais (Esteves, 2011). A proliferação de macrófitas aquáticas submersas na região a jusante do reservatório, pode estar relacionada a concentração deste metal no sedimento. Os valores de I_{geo} demonstrou que a maioria dos pontos que a contaminação por Fe é ausente e moderada, apenas o JU6 foi observado com valor > 1 (Tab.2.) Os valores de FE caracterizaram os sedimentos estudados com poluição ausente por Fe (Tab.3).

Os níveis médios de Al encontrados foram de 82.528,25 mg/kg⁻¹, as maiores concentrações foram verificadas nos pontos MO3 (104.372,08 mg/kg⁻¹) e MO4 (117.343,93mg/kg⁻¹), localizados próximas das áreas de rejeito das estações de tratamento

de água. Nos pontos a jusante do reservatório foi observada concentrações elevadas de aproximadamente $87.000 \text{ mg/kg}^{-1}$ nos pontos JU2 e JU3, com posterior decaimento até ponto J6, onde a concentração sobe novamente $86.450,14 \text{ mg/kg}^{-1}$. O ponto JU6 fica localizado na confluência do rio São João com o rio Dourado, a qual este afluente possui a montante uma estação de tratamento de água. Os menores valores foram encontrados nos pontos localizados na área estuarina (Fig.3H). Em 2011, Paixão *et al.* (2013) em 2012, encontraram valores muito baixos dos encontrados atualmente a jusante do reservatório, com concentração média de $31.905 \text{ mg/kg}^{-1}$, a maior concentração encontrada foi $71.900 \text{ mg/kg}^{-1}$ em um ponto próximo a JU2, e a menor de $3,044 \text{ mg/kg}^{-1}$ localizada no estuário próximo ao ponto JU8. Souza & Wasserman (2015) em 2013 verificaram concentrações inferiores no reservatório de Juturnaíba, variando entre 23.480 a $61.720 \text{ mg/kg}^{-1}$. O Al foi único metal no estudo que apresentou valores de I_{geo} superiores a 3 e 4, caracterizando a intensidade de poluição por este metal, como forte e muito forte (Tab.2). Inclusive em pontos no estuário (JU7 e JU8) os maiores valores foram encontrados nos pontos onde se encontram os rejeitos de tratamento de água (M3 e M4). Todos valores de FE foram >6 classificando os sedimentos de contaminação elevada pelo Al.

Os altos valores de I_{geo} e FE em conjunto com a variação histórica nas concentrações de Al, demonstram que são fortes indicadores de poluição de origem antrópica. O aumento do aporte do Al no rio São João, pode estar diretamente relacionado a obras de infraestrutura no em torno da bacia hidrográfica (obra de duplicação da BR101), e diretamente ao despejo inadequado de rejeitos de três estações tratamento de água nos últimos 30 anos. Souza & Wasserman, (2015) salientam, que o alumínio encontrado nos rejeitos possui baixa mobilidade por ficarem retidos nos bancos da macrófita *Egeria densa*, considerando assim o reservatório o destino final destes rejeitos. No entanto os autores não avaliaram o que acontece com esses metais, quando ocorre a morte dessas macrófitas, possivelmente, todos os metais que estavam imobilizados podem ficar livres no sedimento, sendo carreados no período de cheias dentro do reservatório. Além disso, os autores verificaram uma grande concentração de Al na porção norte do reservatório, onde se encontra o vertedouro da barragem, é possível que uma grande quantidade de sedimentos ricos em Al, podem carrear para jusante da barragem durante o período de cheia.

O Al em altas concentrações podem estar relacionadas a mortalidade da ictiofauna a jusante do reservatório, devido ao acúmulo do alumínio nas brânquias, causando inflamações e secreção excessiva de muco, levando a morte por sufocação (Teien *et al.*, 2006). O Al também provoca em peixes distúrbios nervosos, natatórios, respiratórios,

osmorregulatórios, endócrinos, hematológicos e cardíacos (Poléo, 1995; Exley, 1996, Allin & Wilson, 2000; Royset *et al.*, 2005; Barcarolli & Martinez, 2004; Ward *et al.*, 2006; Meyer-Baron *et al.*, 2007; Camargo *et al.*, 2009; Correia *et al.*, 2010).

Para que Al afete a sobrevivência da biota local, é preciso ser remobilizado para a coluna de água, dependente do pH que rio se encontra, porque a solubilidade do Al aumenta em concentrações de pH <6 ou> 8 (Mortula *et al.* 2009). Devido esta característica da solubilização do Al, foi verificado a variação do pH bimestralmente, ao longo do rio São João e do Reservatório de Juturnaiba entre janeiro de 2016 e janeiro de 2017 (Fig.4). A variação do pH nos pontos no reservatório e do rio São João a montante da barragem (MO1, MO2, MO3, MO4), possuem baixa oscilação com um valor médio de 6,5 variando entre 5,7-8, que corrobora os dados de Wasserman (2012), que verificou valores semelhantes nesta área. Estes valores de pH, indicam o Al presente no sedimento fica insolúvel, não afetando a biota neste local. Os valores de pH estáveis nesta região, pode estar relacionado a ausência de processos químicos que possam afetar acidez, tais como a produção primária intensa de fitoplâncton ou cargas significativas de ácidos orgânicos ou outras substâncias provenientes da degradação de matéria orgânica.

Nos pontos localizados a jusante do reservatório, foi verificado uma ampla variação nos valores pH, variando de 3,5 - 8,1. Os menores valores foram verificados no período chuvoso, com níveis críticos ficando fora dos limites aceitáveis de qualidade de água pela resolução CONAMA 354. Os valores pH inferiores a cinco, potencializam a solubilização do alumínio no íon Al^{3+} , extremamente tóxico para a biota e para o consumo humano. Este fato é extremamente preocupante e pode estar relacionado a eventos históricos de mortalidade de peixes, que ocorrem principalmente durante os meses verão com maiores precipitações pluviométricas. A diminuição do pH nesta área, se deve principalmente, pela degradação da matéria orgânica que se acumula junto ao vertedouro da barragem e das áreas de brejos e braços de rio adjacentes, que perderam conexão direta com a retilinização do rio principal. Durante a estação chuvosa essas áreas são alagadas, lixiviando uma grande quantidade ácidos húmicos e flúvicos, acidificando a água do rio principal. O Al além de comprometer a sobrevivência biota local por seu efeito agudo, na área abaixo da represa, também pode afetar a saúde da população ribeirinha que se utiliza da água do local, já que a toxicidade pode acarretar problemas ósseos, anemia e doenças neurodegenerativas (González *et al.*, 2004; Johnson *et al.*, 2005; Verstraeten & Aimó, 2008).

CONCLUSÕES

O trabalho demonstrou que a maioria dos metais estudados, enquadram suas concentrações dentro dos limites estabelecidos pela CONAMA 454/2012. O rio São João no trecho estudado, foi classificado com contaminação ausente e moderada por metais, a partir dos valores calculados de I_{geo} e FE. No entanto, o alumínio apresentou contaminação muito elevada nos sedimentos estudados, apesar deste metal ser naturalmente abundante na região, foram encontradas concentrações muito elevadas, quando comparadas com trabalhos anteriores realizados. As altas concentrações estão ligadas principalmente a intensificação do descarte de resíduo sólidos por empresas de tratamento de água, dentro do próprio manancial. Os valores $pH < 5$ nos pontos a jusante do reservatório, comprovam que o alumínio presente no sedimento entra em dissolução, indo para a coluna d'água, afetando toda a biota. Este fato, pode estar ligado mortalidade de peixes, que ocorre anualmente nesta área nos meses mais chuvosos onde água do rio acidifica devido ao grande aporte de matéria orgânica.

Esperamos que o presente estudo, sirva de subsídio para ações mitigatórias e norteadoras, a fim de diminuir o cenário de degradação futuramente. Devem ser realizados estudos na biota a fim de verificar a concentração de metais e os danos fisiológicos causados pela as altas concentrações de Al. O isolamento destas áreas de rejeito e o enquadramento destas estações de tratamento de água, às legislações vigentes se tornam primordiais para a diminuição da degradação ambiental deste local, de grande importância a proteção da biodiversidade e para população ribeirinha.

AGRADECIMENTOS

Aos técnicos do Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Branca pela ajuda nas análises laboratoriais e para a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior(CAPES) pela bolsa concedida a VLMS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Allen, S.E. (1989) *Chemical Analysis of Ecology Materials*. 2º ed. London, Blackwell Scientific Publications.368p.
2. Achon, C. L.; Barroso, M. M.; Cordeiro, J. S (2013) Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. *Engenharia. Sanitária. Ambiental*. 2:115-122.
3. Allin, C.J., Wilson, R.W, (2000). Effects of pre-acclimation to aluminium on the physiology and swimming behaviour of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during a pulsed exposure. *Aquatic Toxicology*. 51, 213–224.

4. Amorim, F. A. C., Lobo I. P., Santos V. L. C. S., Ferreira, S. L. C. (2008.) Espectrometria de absorção atômica: o caminho para determinações multi-elementares – Bahia, BA. *Química Nova*, 7: 1784-1790
5. Barcarolli, I.F., Martinez, C.B.R., (2004). Effects of aluminium in acidic water on hematological and physiological parameters of the neotropical fish *Leporinus macrocephalus* (Anostomidae). *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*. 72:639–646.
6. BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Publicado no Diário Oficial da União - DOU de 9.1.1997.
7. Camargo, M.M.P., Fernandes, M.N., Martinez, C.B.R. (2009). How aluminium exposure promotes osmoregulatory disturbances in the neotropical freshwater fish *Prochilodus lineatus*. *Aquatic Toxicology*. 94: 40–46.
8. CCME- Canadian Council of Ministers of the Environment. (2012). *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*.
9. CETESB (2013) Qualidades das Águas Superficiais no Estado de São Paulo. Disponível em: [Http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguassuperficiais/relatorio-aguas-superficiais-2013-parte1.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguassuperficiais/relatorio-aguas-superficiais-2013-parte1.pdf)>.
10. Correia, T.G., Narcizo, A.M., Moreira, R.G. (2010). Aluminum as an endocrine disruptor in female Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Comparative Biochemical and Physiology*. 151: 461–466.
11. CONAMA. RESOLUÇÃO Nº 454. (2012). Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. CONAMA.
12. CONAMA RESOLUÇÃO Nº 357 (2005). Dispõe sobre a *Classificação dos Corpos de Água e Diretrizes Ambientais para o seu Enquadramento*, CONAMA.
13. Couture, P., Pyle, G. (2012). Field studies on metal accumulation and effects in fish. *Fish Physiology*. 31A, 417–473.
14. Dragun Z., Roje, V. Roje, Mikac N., Raspor B. (2009) “Preliminary assessment of total dissolved trace metal concentrations in Sava River water,” *Environmental Monitoring and Assessment*. 159: 99–110.
15. DeVoto, E., Yokel, A.R., (1994). The biological speciation and toxic kinetics of Al. *Environmental Health Perspect*. 102:940–951.
16. Di Bernardo, L.; Dantas, A. D. B. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2º ed. São Carlos: RiMA, vol. 1 e 2, 1584p.
17. Eckenfelder, W.W. (1989). *Industrial water pollution control*. N.Y. Mc Graw-Hill Book Company, pp.98-110.
18. Esteves, FA., 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p.
19. Exley, C., (1996). Aluminium in the brain and heart of the rainbow trout. *Journal Fish Biology*. 48,706–713.
20. Förstner, U. & Wittmann, G. T. W. (1983). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin: Springer–Verlag. 486 p.

21. Gensemer, R.W., Playle, R.C. (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 29, 315–450.
22. González, M.A., Roma, M.G., Bernal, C.A., Álvarez, M.L., Carrillo, M.C. (2004). Biliary secretory function in rats chronically intoxicated with Al. *Toxicology Science*. 79, 189–195.
23. Gonzalez, T., Dominguez, J.R., Betran-Heredia, J., Garcia, H.M., Sanchez Lavado, F. (2007). Aluminium sulphate as coagulant for highly polluted cork processing wastewater: Evaluation of settleability parameters and design of a clarifier thickener unit. *Journal of hazardous materials*, 148, 6-14.
24. Johnson, V.J., Kim, S.H., Sharman, R.P. (2005). Al-maltolate induces apoptosis and necrosis in neuro-2a cells: potential role for p53 signaling. *Toxicology Science*. 83, 329–339.
25. Kruus, P. Demmer, M., Mccaw. (1991) Chemicals in the environment. *Polyscience pubs.Montreal*. 104-128.
26. Kumar, V., Bal, A., Gill, B.D., (2009). Susceptibility of mitochondrial superoxide dismutase to aluminium induced oxidative damage. *Toxicology*. 255, 117–123.
27. Loska, K., Wiechula, D., Barska, B., Cebula, E., Chojnecka (2003) Assessment of Arsenic Enrichment of Cultivated Soils in Southern Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12 (2), 187-19.
28. McBride, M. B. (1994) *Environmental Chemistry of Soils*. New York, Oxford: Oxford University Press.
29. Meyer-Baron, M., Schaper, M., Knapp, G., Van Thriel, C. (2007) Occupational aluminium exposure: evidence in support of its neurobehavioral impact. *Eurotoxicology*. 28, 1068–1078.
30. Mendes, Benilde e Oliveira, J. F. Santos. *Qualidade de Água para consumo humano*. Lisboa. LIDEL, 2004.
31. Moraes, R. B. C.; Pfeiffer, W. C.; Guimarães, J. R. D.; Borges, A. L. and Campos, A. N. (2000) Development of sediment toxicity test with tropical penaeid shrimps. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 7: 1881-1884.
32. Mortula, M., Bard, S.M., Walsh, M.E., Gagnon, G.A. (2009). Aluminum toxicity and ecological risk assessment of dried alum residual into surface water disposal. *Canadian Journal of Civil Engineering* 36:127—136.
33. Nayak, P., (2002). Aluminium: impacts and disease. *Environmental Research*. 89, 101–115.
34. Paixão, P.V., Takase, I., Stapelfeldt, D.M.A. (2013) Dosagem de Metais em Sedimentos da Bacia do Rio São João no Estado do Rio de Janeiro, *Anais do 53º Congresso Brasileiro de Química*. ISBN: 978-85-85905-06-
35. Poléo, A.B.S., (1995). Aluminium polymerization and mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. *Aquatic Toxicology*. 31, 347–356.
36. Primo, P. B., Volker, C. M. (2003). *Bacias Hidrográficas dos rios São João e das Ostras: Águas, Terras e Conservação Ambiental*. Rio de Janeiro, CILSJ, FEEMA, WWF, 178p.
37. Quintal, I. D. B. (2012) Determination of distributions of Cd, Cu, and Pb concentrations in sediments of a Mexican reservoir to infer their environmental risk. *Biology Trace Elements Research*. 148: 122-132.
38. Reis, E. L. T.; Cotrim, M.; Rodrigues, C.; Pires, M. A. F.; Beltrame Filho, O.; Cutolo, S. A.; Rocha, S. M. (2007). Identificação da Influência do Descarte de Lodo de Estações de Tratamento de Água. *Química Nova*. 30, 865-872.

39. Teien, H.C., Standring, W.J.F., Salbu, B. (2006). Mobilization of river transported colloidal aluminium upon mixing with seawater and subsequent deposition in fish gills. *Science Total Environmental*. 364, 149–164.
40. Walton, R.C., McCrohan, C.R., Livens, F., White, K.N. (2010). Trophic transfer of aluminium through an aquatic grazer–omnivore food chain. *Aquatic Toxicology*. 99, 93–99.
41. Wang F. & J. Chen J. (2009) “Relation of sediment characteristics to trace metal concentrations: a statistical study,” *Water Research*, vol. 34, no. 2, pp. 694–698, 2000.
42. Wasserman, J.C. (2012) Programa de Monitoramento físico-químico, bacteriológico e de sedimentos no reservatório de Juturnaíba e em seus contribuintes (Rios Bacaxá, Capivari e São João). UFF Network of Environment and Sustainable Development/Golden Lion Tamarin Association Niteroi, Brazil, 169p.
43. Verstraeten, S.V., Aimo, L. (2008). Aluminium and lead: molecular mechanisms of brain toxicity. *Archives Toxicology*. 82, 789–802.

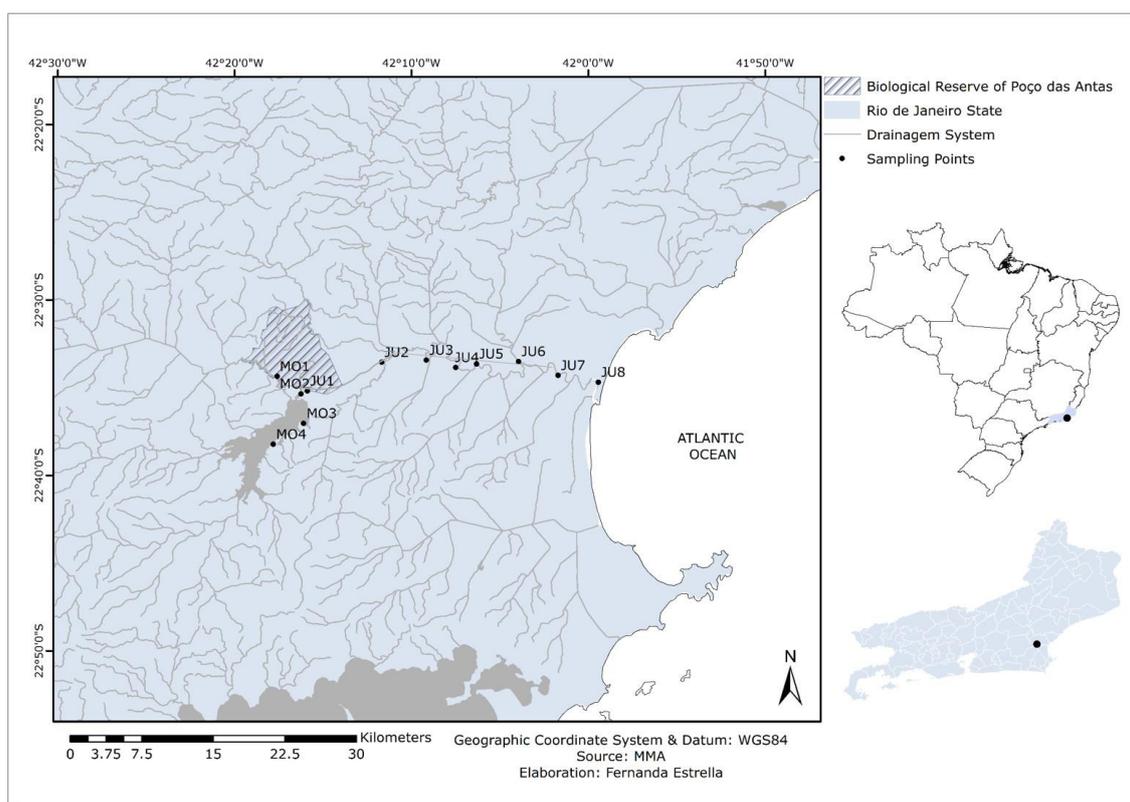


Figura 1. Área de abrangência do estudo contemplando os trechos amostrados no rio São João. O ponto MO1 está localizado no rio São João a montante da barragem, pontos MO2, MO3 e MO4 estão localizados. Reservatório de Juturnaíba. Os pontos JU1, JU2, JU3, JU4, JU5, JU6, JU7 e JU8, estão localizados a jusante da barragem. Estão distribuídos ao longo do baixo rio São João contemplando a retificação superior (JU1 e JU2), retificação inferior (JU3 e JU6), trecho original (JU4 e JU5) e área estuarina (JU7 e JU8).

Tabela 1. Classificação de sedimentos pelo grau de poluição de acordo com Müller (1979).

Acumulação no sedimento (Igeo)	Classe (Igeo)	Intensidade da Poluição
> 5	6	muito forte

> 4 - 5	5	forte e muito forte
> 3 - 4	4	forte
> 2 - 3	3	moderadamente forte
> 1 - 2	2	moderada
> 0 - 1	1	ausente e moderada
< 0	0	ausente

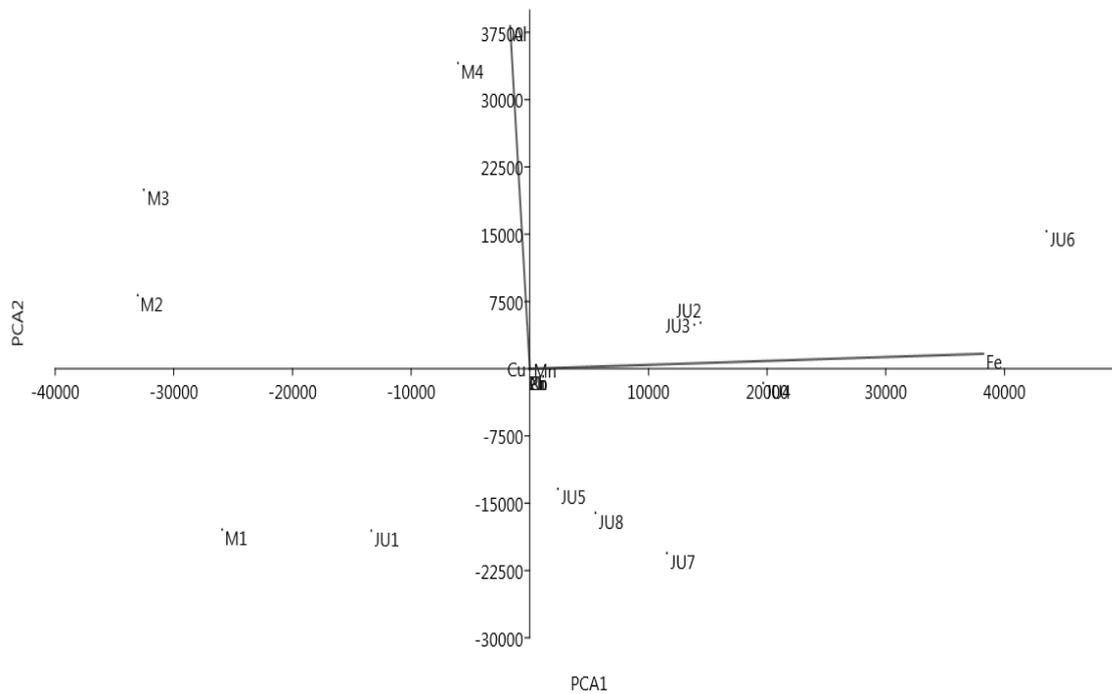


Figura 2. Relação entre os pontos de coleta em função das concentrações dos metais analisados mostrada pela análise de componentes principais (PCA).

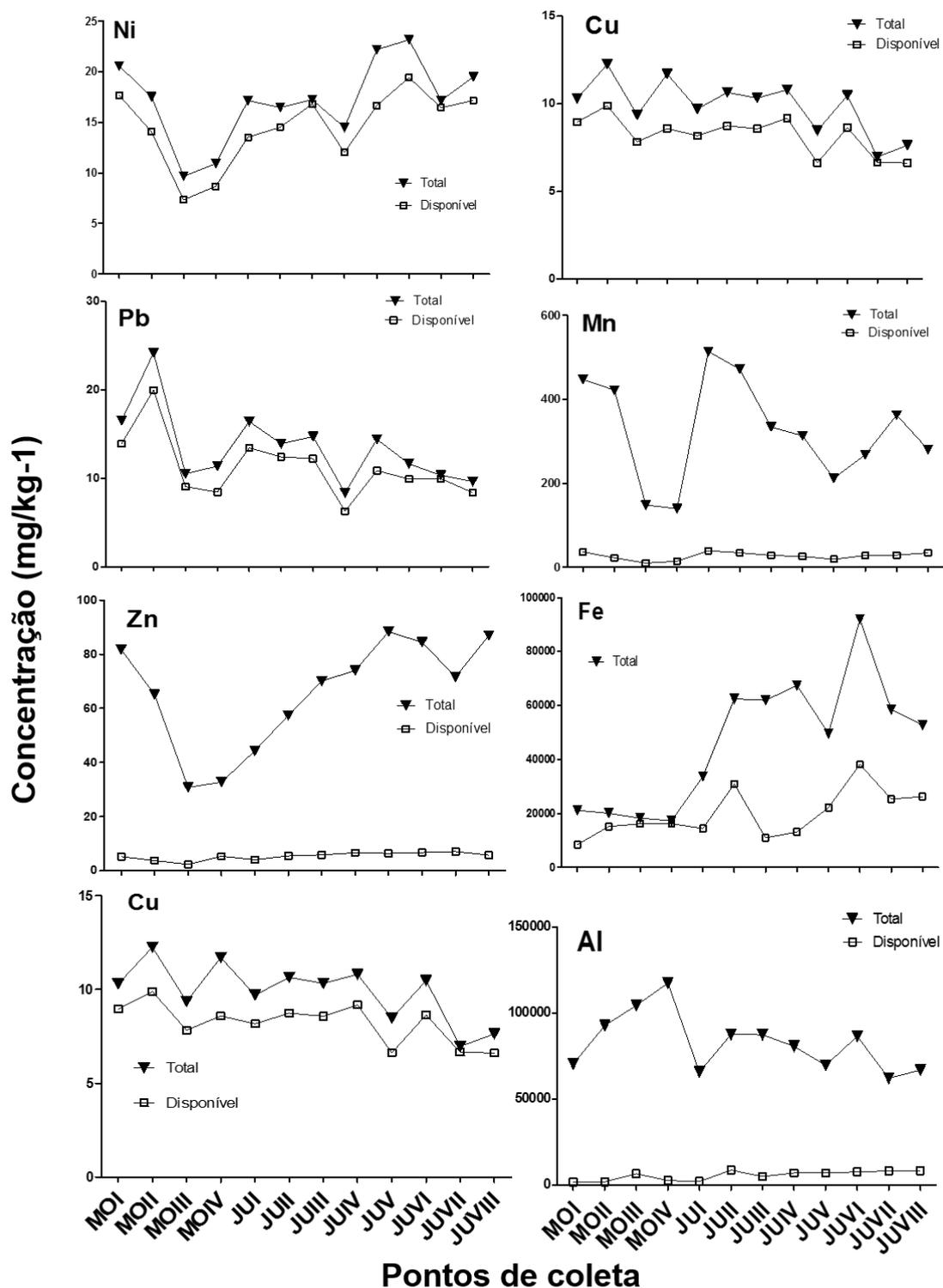


Figura 3. Variações nas concentrações de metais nos sedimentos de cada ponto de coleta do Rio São João. Concentração do níquel no gráfico (A); do chumbo em (B); do zinco em (C); do cromo em (D); de cobre em (E); de manganês em (F); de ferro em (G) e de alumínio em (G). Valores das concentrações em mg/kg^{-1} .

Tabela 2. Valores do Índice de Geoacumulação (Igeo) dos metais de cada ponto de coleta do Rio São João em sedimento com granulometria < 63µm.

Points	Al	Cr	Pb	Zn	Mn	Ni	Fe	Cu
MO1	3,5331	-0,0723	0,1978	0,8977	0,1059	0,0880	-0,7932	-1,5439
MO2	3,9327	-1,0470	0,7479	0,5702	0,0209	-0,1415	-1,2717	0,3716
MO3	4,1046 *	-1,4194	-0,4566	-0,5080	-1,4879	-1,0010	-1,1780	-0,0158
MO4	4,2737 *	-1,7268	-0,3403	-0,4200	-1,5721	-0,8237	0,2389	0,3057
JU1	3,4341	-1,3359	0,1895	0,0146	0,3050	-0,1740	-0,1210	0,0358
JU2	3,8508	-1,0251	-0,0506	0,3884	0,1819	-0,2326	0,7679	0,1692
JU3	3,8474	-0,7613	0,0300	0,6757	-0,3158	-0,1663	0,7554	0,1250
JU4	3,7315	-1,2497	-0,7879	0,7555	-0,4115	-0,4167	0,8786	0,1900
JU5	3,5184	-0,4348	0,0013	1,0104	-0,9719	0,1975	0,4364	-0,1613
JU6	3,8328	-0,5919	-0,3064	0,9449	-0,6345	0,2591	1,3271	0,1453
JU7	3,3532	-0,2588	-0,4783	0,7070	-0,1984	-0,1732	0,6737	-0,4417
JU8	3,4594	0,1222	-0,5820	0,9875	-0,5689	0,0109	0,5224	-0,3114

Tabela 3. Valores do Fator de Enriquecimento (FE) dos metais de cada ponto de coleta do Rio São João em sedimento com granulometria < 63µm. FE < 3 ausência de contaminação, FE= (3-6) contaminação moderada a considerável e FE > 6 contaminação elevada.

Points	Al	Cr	Pb	Zn	Mn	Ni	Fe	Cu
MO1	10,75	0,56	1,06	1,73	1,00	0,99	1,07	1,62
MO2	15,05	0,48	1,64	1,46	1,00	0,89	1,84	0,80
MO3	48,15	1,05	2,03	1,97	1,00	1,40	1,45	1,36
MO4	57,50	0,90	2,33	2,22	1,00	1,68	1,39	1,60
JU1	8,74	0,32	0,91	0,82	1,00	0,72	1,27	0,64
JU2	12,71	0,43	0,84	1,15	1,00	0,75	1,12	1,03
JU3	17,90	0,73	1,26	1,99	1,00	1,11	1,14	1,75
JU4	17,66	0,56	0,76	2,25	1,00	1,00	0,77	2,93
JU5	22,48	1,45	1,95	3,95	1,00	2,25	0,86	4,57
JU6	22,12	1,03	1,24	2,99	1,00	1,86	0,67	4,46
JU7	11,72	0,96	0,82	1,87	1,00	1,02	0,80	2,34
JU8	16,31	1,61	0,98	2,94	1,00	1,49	0,66	4,48

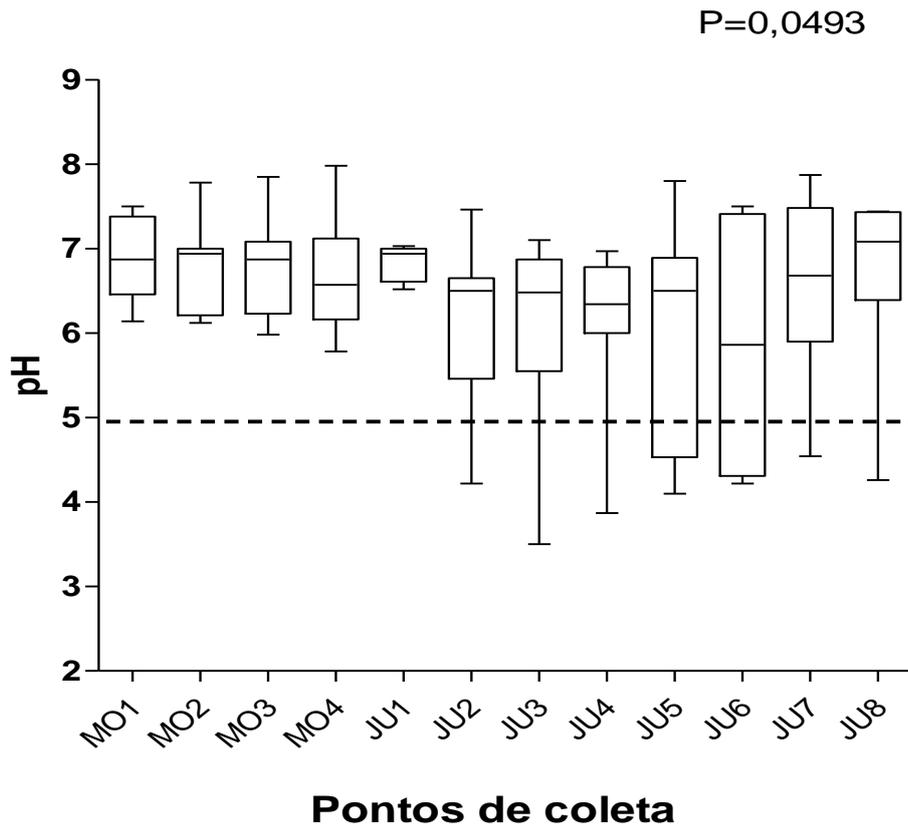


Figura 4. Variação anual dos níveis de pH de cada ponto de coleta no rio São João, monitorados bimestralmente entre janeiro de 2016 e janeiro de 2017 nos pontos de coleta do rio São João. Linha tracejada indicando $\text{pH} \leq 5$.