UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA - UEPB
PRÓ-REITORIA DE PÓS GRADUAÇÃO E PESQUISA- PRPGP
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO - PPGEC

GLEYDSON KLEYTON MOURA NERY

ICTIOFAUNA DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO COMO FERRAMENTA PARA ESTIMAR A QUALIDADE DA ÁGUA: ADAPTAÇÃO E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA

CAMPINA GRADE - PB
2017

GLEYDSON KLEYTON MOURA NERY

ICTIOFAUNA DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO COMO FERRAMENTA PARA ESTIMAR A QUALIDADE DA ÁGUA: ADAPTAÇÃO E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia de Ecossistemas Continentais.

Orientador: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa.

CAMPINA GRANDE - PB
2017

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

N456i Nery, Gleydson Kleyton Moura..
Ictiofauna de reservatórios do semiárido como ferramenta para estimar a qualidade da água [manuscrito] : adaptação e aplicação de um índice de integridade biótica / Gleydson Kleyton Moura Nery. - 2017.
74 p. : il. colorido.

Digitado.
Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2018.
"Orientação : Não Informado, ."

1. 1. Biomonitoramento. 2. Comunidade de peixes. 3. Ictiofauna. 4. Índice de Integridade Biótica - IIB..

21. ed. CDD 577.6

GLEYDSON KLEYTON MOURA NERY

ICTIOFAUNA DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO COMO FERRAMENTA PARA ESTIMAR A QUALIDADE DA ÁGUA: ADAPTAÇÃO E APLICAÇÃO DE UM ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia de Ecossistemas Continentais.

Aprovada em: 04/07/2017.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Etham, de Lucena Barbosa (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Prof. Dra. Ana Lúcia Vendel
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

Prof. Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

Aos alicerces da minha vida, meus pais (Marco e Edna), minha esposa (Janiele) e meu filho (Noah) pois cada batalha vencida não teria sentido sem a presença e apoio de vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por tudo que fez por mim, me dando força, coragem, perseverança e muita fé para trilhar estes caminhos, me guiando e me ensinando a discernir meu caminho assim como as melhores escolhas.

Também agradeço à Universidade Estadual da Paraíba pelo auxílio logístico e financeiro fundamentais para realização deste trabalho.

Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UEPB e o corpo docente por compartilharem seus conhecimentos e se empenharem na minha formação.

Aos meus orientadores Prof[a] José Etham e Prof[a] Janiele Nery, pelo aceite da jornada, ensinamentos, paciência, compreensão nesses momentos de mudanças e adaptações, a construção de um trabalho belo, o meu muito obrigado e que continuemos a parceira em outros trabalhos.

Não posso deixar de agradecer a todos do LEAq por contribuírem positivamente para o desenvolvimento deste trabalho e pelos momentos de descontração. Em especial a Railla, minha "parceira" de coletas e empreitadas, meu muito obrigado por acreditar em mim e no nosso trabalho, que não acabou, mas na verdade está apenas começando. A Vanessa pelo auxílio nas análises no EAD, meu muito obrigado e também a Camila (a santa ritense mais tranquila que eu já vi) e Morgana (agora minha comadre), meu muito obrigado no auxilio seja de uma atividade acadêmica, laboratorial, de campo ou até mesmo em aceitar um convite para lanchar e descontrair.

A meus amigos e colegas que mesmo distantes nestes momentos atuais, pelos atropelos, de uma nova rotina, pela ausência de tempo ou pela distância, não deixaram de ter uma palavra amiga, um tempo de nostalgia ou uma brincadeira de descontração, a todos vocês e em especial a (Mayara JF) a qual sabe o que em palavras não conseguiria descrever, o meu muito obrigado.

A meus colegas do Programa de pós-graduação que me acolheram mesmo não sendo verdadeiramente integrante da turma (Valbia, Anderson, Erimagda, Fernanda, Fernando e os demais) e dividimos o peso e as preocupações das atividades o meu muito obrigado.

Agradeço aqueles que sem a presença não teria nem o dom de existir, aos meus pais, minha mãe (Edna) e meu pai (Marco) o meu muito obrigado em palavras simples, mas, que ultrapassam o poder de expressar qualquer gratidão diante do que fizeram e fazem por mim e a toda minha família. Já podendo esquecer de quantas broncas levei, quantas conversas tive e quantos fôlegos obtive no sossego de seus colos. A tudo isso e o que irá vir pela frente, o meu muito obrigado.

Á minha irmã que independente de qualquer barreira, mudança na rotina ou qualquer alteração esteve sempre ao meu lado, me perturbando obviamente (brincadeira rsrsrs), me apoiando e escutando todas as minhas "ladainhas" de biólogo que qualquer um já teria surtado, a tudo isso e muito mais, que estas páginas poderiam se preencher, o meu muito obrigado.

Ah, como poderia pensar, ou melhor iniciar (ou deixar de iniciar- rsrsrs) uma sinapse nervosa de esquecimento de vocês, meu tudo, meu coração que bate fora do peito, algo que jamais poderia imaginar encontrar em sua doce e imensurável afeição, meu amor (Janiele) e meu filho (Noah), que sem vocês, nas noites sem dormir na construção e correção deste texto, no sorriso de descontração, nos atropelos de uma troca de fralda ou pausa pra assistir a "Patrulha Canina" ou "Peppa" nada teria sentido, qualquer formação acadêmica e pessoal. A vocês o meu muito obrigado.

E a todos aqueles que contribuíram de alguma forma, seja ela direta ou indiretamente, o meu muito OBRIGADO!

"Eu também quero a volta à natureza. Mas essa volta não significa ir para trás, e sim para a frente. "

Nietzsche, F. W.

SUMÁRIO

RESUMO
ABSTRACT
1. **INTRODUÇÃO GERAL** 9
2. **OBJETIVO GERAL** 12
3. **ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO** 12
3.1 PRIMEIRO CAPÍTULO 12
Perguntas 12
Hipótese 12
3.2 SEGUNDO CAPÍTULO 12
Perguntas 12
Hipótese 13
REFERÊNCIAS 13

1º CAPÍTULO 19
RESUMO 20
INTRODUÇÃO 21
MATERIAIS E METÓDOS 22
Área de Estudo 22
Amostragem e métodos de análise 23
Analise de dados 24
RESULTADOS 25
DISCUSSÃO 30
REFERÊNCIAS 32

2º CAPÍTULO 39
RESUMO 40
INTRODUÇÃO 41
MATERIAL E MÉTODOS 43
Área de Estudo 43
Comunidade de Peixes 45
Índice de Integridade Biótica (IIB) 45
Tratamento Estatístico dos Dados 48
RESULTADOS 49
Caracterização Limnológica 49

Comunidade de Peixes 51
Índice de Integridade Biótica (IBI)..... 53
DISCUSSÃO 56
REFERÊNCIAS 58
ANEXO

RESUMO

O presente estudo tem como objetivo adaptar e aplicar um Índice de Integridade Biótica (IBI), para reservatórios da bacia do rio Paraíba localizado no semiárido brasileiro, tendo como subsídio a utilização de atributos da comunidade de peixes. Para tanto, foram amostrados 20 pontos distribuídos em 5 reservatórios com quatros estações amostrais no período de julho/2016 a março/2017. O IBI foi obtido pela elaboração e seleção de métricas com base na comunidade estudada. O estudo foi dividido em dois capítulos. No primeiro, foram avaliados os fatores que explicam o sucesso adaptativo de *Oreochromis niloticus* nos sistemas aquáticos do semiárido. Constatou-se que a habilidade de invasão de *O. niloticus* foi associada tanto a fatores ambientais, quanto as interações biológicas. Contudo, há uma forte influência das variáveis ambientais atrelados a estas relações, uma vez que, a dissimilaridade dos sistemas quanto a qualidade de água (eutrofização) e estruturação do habitat influenciam diretamente na estruturação da comunidade quanto a composição e as relações tróficas. No segundo capítulo, foi proposto e aplicado o índice de integridade biótica com base na comunidade de peixes, como ferramenta de avaliação ambiental de sistemas no semiárido. A composição do índice se baseou nas métricas % espécies nativas, % espécies endêmicas, % espécies invasoras, abundância de ciclídios, abundância de characiformes, % sp. piscívoros e % sp. intolerantes. A aplicação do índice para o semiárido foi eficaz, apresentando correlações significativas com variáveis que descriminam o *status* limnológico do ambiente, tais como, fosforo total (r^2= -0,62; p< 0,005), clorofila-*a* (r^2= -0,74; p< 0,05) e volume (r^2= 0,33; p< 0,005). O estudo aponta a comunidade de peixes como um bom indicador de qualidade ambiental, uma vez que, ao longo do período estudado houve redução da qualidade cênica do ambiente com reflexo direto na comunidade de peixes.

Palavras Chave: Biomonitoramento; Comunidade de Peixes, Espécies Invasoras; IBI.

ABSTRACT

The present study aims to adapt and apply a Biotic Integrity Index (IBI) for reservoirs in the Paraíba River basin located without Brazilian semiarid, with the use of fish community sites as a subsidy. For that, 20 points were sampled in 5 reservoirs with four sample stations from July 2016 to March 2017. The IBI was obtained by elaboration and selection of metrics based on the community studied. The study was divided into two chapters. In the first one, the factors that explain the adaptive success of Oreochromis niloticus in the aquatic systems of the semiarid were oriented. It was found that the invasion ability of O. niloticus was associated with both environmental factors and biological interactions. However, there is a strong influence of environmental variables linked to these relationships, since a dissimilarity of systems regarding water quality and habitat structuring directly influence the structuring of the community in terms of composition as trophic relationships. In the second chapter, the biotic integrity index based on the fish community was proposed and applied as an environmental assessment tool for non - semiarid systems. The composition of the index was based on the metrics% native species,% endemic species,% invasive species, abundance of cichlids, abundance of species,% sp. piscivorous and% sp. intolerant An application of the index for the semiarid to the problem, the limnological state of the environment, such as total phosphorus (r^2 = -0.62, p <0.005), chlorophyll a (r^2 = -0.74, p < 05) and volume (r^2 = 0.33, p <0.005). The study points to a community of fish as a good indicator of environmental quality, since, during the studied period, it reduced the quality of the quality of the environment with the direct reflection in the fish community.

Keywords: Biomonitoring; Fish Community, Invasive Species; IBI.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A região semiárida brasileira caracteriza-se por ser a região semiárida mais populosa do mundo, formada por um conjunto de áreas que apresentam balanço hídrico negativo em decorrência de precipitações médias anuais inferiores a 800 mm, insolação média de 2800 h ano^{-1}, temperatura média anual de 23ºC a 27ºC, evaporação de 2.000 mm ano^{-1} e umidade relativa do ar média em torno de 50% (MOURA *et al*., 2007).

O clima é uma das características marcantes do semiárido, principalmente devido à ocorrência de secas estacionais e periódicas (MENDES, 1997) o que acarreta um abastecimento hídrico dependente, em sua maioria, das águas superficiais acumuladas em reservatórios (ARAÚJO, 2003).

Reservatórios são sistemas artificiais considerados intermediários entre ecossistemas lóticos e lênticos, construídos para a retenção de água durante os períodos de chuvas com o intuito de execução de atividades de usos múltiplos, tais como: abastecimento doméstico, pecuária, irrigação de áreas agrícolas, controle de vazantes, pesca, aquicultura, geração de energia e lazer (PACE, 1991; POLITOU *et al*., 1993; LAZZARRO *et al.*, 2003).

Apesar da diversidade de ecossistemas aquáticos no Brasil, os reservatórios são aqueles que apresentam uma maior importância social, uma vez que viabilizam o progresso material da população humana e a sustentabilidade dos recursos hídricos (PEGORINI *et al*., 2005; ESTEVES, 2011; BARBOSA *et al*., 2012). Sendo os reservatórios "atratores" de desenvolvimento econômico, estimulam a migração e promovem a reorganização geral dos sistemas regionais e locais. (TUNDISI *et al.*, 2008).

No entanto, a construção de reservatórios nas regiões áridas e semiáridas, produzem fortes alterações na composição e abundancia de espécies (AGOSTINHO *et al*., 2005; 2008), uma vez que, há o favorecimento de práticas como a introdução de espécies economicamente rentáveis, que promovem uma das principais causas de perda de biodiversidade, além das alterações nas características físicas e químicas da água, velocidade da água, disponibilidade de alimento e o surgimento de micro-habitat (JÚLIO *et al*, 1997; AGOSTINHO *et al*, 1999).

A demanda por recursos hídricos, seja para abastecimento público, irrigação, uso industrial, navegação ou aquicultura, tem resultado em um crescente enriquecimento artificial desses ecossistemas. Este processo de enriquecimento, principalmente por fósforo e nitrogênio, é conhecido como eutrofização e tem como consequência não somente a perda da qualidade cênica como também o desencadeamento de uma cascata de efeitos ecológicos (SCHINDLER, 2006; SMITH *et al*., 2006 TUNDISI *et al.*, 2008) ocasionando profundas modificações na

estrutura das comunidades aquáticas, comprometendo a estabilidade destes sistemas aquáticos (FERREIRA *et al*., 2005).

A comunidade de peixes dulcícolas vem sendo bastante impactada por processos ecológicos naturais e antrópicas, como o processo de eutrofização e as alterações históricas do clima regional que promovem a intensificação da semiaridez (ALMEIDA, 1995), uma das principais consequências é a alteração na composição e abundância da ictiofauna, desde a sua redução drástica ou desaparecimento local de espécies até a disseminação de espécies oportunistas e resistentes (AGOSTINHO *et al*., 2007). A prática de introdução de espécies tem sido comum nos últimos anos, no Brasil cerca de 150 espécies exóticas foram introduzidas, intencionalmente ou não, principalmente devido à aquicultura, à melhoria da pesca e ao comércio ornamental (ALVES *et al*., 2007, VITULE, 2009, MAGALHÃES *et al.,* 2010). Entre as espécies de peixes introduzidas no Brasil, vinte destas foram na região nordeste, com destaque a espécies de ciclídios, como *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758), *Cichla ocellaris* Bloch & Schneider 1801, *Astronotus ocellatus* (Agassiz 1831) e *Parachromis managuensis* (Günther 1867) (BARBOSA *et al*., 2006; LEÃO *et al*., 2011).

Na região semiárida do Brasil *Oreochromis niloticus,* também conhecida como Tilápia do Nilo, tem se destacado devido ao seu papel socioeconômico, sendo a principal espécie cultivada na piscicultura em reservatório públicos e privados da região (AGOSTINHO et al., 2007). Contudo, em detrimento de sua contribuição na produção alimentar como espécie introduzida, os impactos ecológicos são incertos e pouco compreendidos (CANONICO *et al.*, 2005), devido a sua rápida e alta capacidade de adaptação, ampliando facilmente sua área de ocorrência, além de possuir resistência a habitats alterados pela atividade humana (PRIMACK E RODRIGUES, 2008).

Neste contexto, a necessidade de identificar problemas relacionadas a perda da qualidade de água torna-se evidente. Para tanto, o uso de critérios químicos e físicos na detecção de danos causados aos ambientes aquáticos é comum, contudo, avaliações dessa natureza geralmente subestimam a real magnitude desses danos (KARR & CHU 1999). Sendo assim, o uso de informações sobre a biota associado aos seus descritores, tem sido amplamente utilizada para avaliar a qualidade do ambiente (HUGHES, 1995; FERREIRA & CASATTI, 2006).

Vários são os grupos de organismos que têm sido propostos e utilizados como indicadores das mudanças ambientais e ecológica (KARR *et al*., 1986), contudo um dos grandes desafios do biomonitoramento em ambientes aquáticos é a escolha do indicador ideal (bioindicador), cuja a presença, abundância e comportamento reflitam o efeito do estresse da biota (BONADA *et al.* 2006). Segundo Karr (1981), uma rotina de monitoramento da água

através da comunidade de peixes ocorre rapidamente, a um baixo custo e servindo como uma abordagem exploratória da qualidade do manancial.

Em virtude dos vários tipos de pressões que esses ambientes vem sofrendo, torna-se imprescindível o registro da diversidade biológica, uma vez que, as comunidades de peixes de água doce neotropicais apresentam complexas inter-relações entre os seus componentes (GRANADO-LORENCIO *et al*., 2005; PIANKA *et al*., 1999), servindo como bioindicadores para determinar o estado de saúde dos ecossistemas (WHITFIELD, 1996; ARAÚJO, 1998; WHITFIELD & ELLIOT, 2002), uma vez que, uma alteração na diversidade das comunidades de peixes pode ser o resultado de atividades antrópicas como uma descarga de poluentes e introdução de espécies (WHITFIELD *et al*, 2002).

Em 1981 surgiu o primeiro índice com a análise multi métrica baseado na comunidade de peixes para a avaliação da integridade bióticas dos ecossistemas aquáticos. O índice de integridade biótica (IBI) baseia-se na formulação de métricas, com base em atributos da comunidade de peixes como indicador das alterações à medida que se aumentam os impactos ambientais (KARR, 1981).

O uso da comunidade de peixes neste intuito apresenta numerosas vantagens como a disponibilidade de informações de um grande número de espécies, por incluírem uma variedade de níveis tróficos desde e origem aquática a terrestre, sua facilidade na identificação e situações críticas, como mortalidade de peixes que podem ser informadas pelo público em geral e chama a atenção para alterações nas condições de qualidade de água dos ambientes (ARAÚJO, 1998).

A legislação reconhece a importância da utilização de indicadores biológicos como base dos programas de monitoramento, indo além do simples uso de indicadores de origem química ou física (FLOTEMERSCH *et al*., 2006). A abordagem do índice de integridade biótica (IBI) é utilizada no intuito de avaliar a "integridade biótica", ou seja, avaliar a capacidade de sustentação de uma biota balanceada que assim avalia a potencialidade do uso destes corpos d'água (JARAMILLO-VILLA & CARAMSCHI, 2008), sendo a vantagem do uso desta metodologia a integração de diversos atributos ecológicos apresentando um diagnóstico amplo e holístico do ambiente estudado. Destacando-se a importância da classificação biogeográfica e sazonal e do tamanho do corpo d'água antes da escolha das métricas, no intuito de antecipar as características esperadas (KARR, 1981).

O IBI constitui-se como um método direto de valor comparável a outros índices, como o índice de diversidade ou de espécies indicadoras e analises multivariadas, pois busca na visão ecológica uma percepção integradora e holística, tornando-se uma ferramenta de biomonitoramento efetiva (FLOTEMERSCH *et al*. 2006; ROSET *et al*, 2007).

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral desta dissertação é investigar a estrutura da comunidade de peixes (Diversidade, Riqueza, Abundância e Distribuição) da bacia do Rio Paraíba, visando gerar subsídios para a compreensão da integridade dos sistemas.

3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

3.1 PRIMEIRO CAPÍTULO

Perguntas

- A espécie *O. niloticus* apresenta-se como invasora nos sistemas do semiárido?

- A abundância de *O. niloticus* afeta a estrutura da comunidade em sistemas do semiárido?

- Quais as variáveis que predizem o sucesso adaptativo da espécie *O. niloticus* em sistemas semiáridos?

Hipótese

A Tilápia do Nilo (*O. niloticus*) apresenta uma alta amplitude de nicho tendo a capacidade de adapta-se a uma diversidade de condições ambientais, além de apresentar-se como forte competidor e invasor, alterando os ambientes que se invade e comprometendo a qualidade ambiental e a estrutura das comunidades, impactando na redução e/ou extinção de espécies locais.

3.2 SEGUNDO CAPÍTULO

Perguntas

- Comunidades de peixes estão aptas a serem utilizadas como fator de análise para integridade biótica em reservatórios do semiárido?

Hipótese

Espera-se que a comunidade de peixes se apresente apta a compor o índice de integridade biótica, uma vez que, para critérios de formulação do índice atributos como aumento na riqueza de espécies introduzidas, redução das espécies nativas e endêmicas e outros fatores que são facilmente identificados permitem a identificação de sistemas impactados e de baixa qualidade ambiental.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; Bini, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M. & SUZUKI, H. I. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, International Institute of Ecology, 558p.

AGOSTINHO, AA., GOMES, LC., and PELICICE, FM., 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem. 501 p.

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.

ALMEIDA, A.R.G.; SOARES, L.H.; EUFRÁZIO, M.M. 1995. Lagoa do Piató: fragmentos ecológicos. In: T. Q. ARANHA (ed). Sesquencentenário da Cidade de Assu, 1845-1995, Natal- RN: Dept. Estadual de Imprensa, p. 165-172.

ARAÚJO, F. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. Revista Brasileira Biologia, 58(4): 547-558.

ARAÚJO, J.C., 2003. Assoreamento em reservatórios do semi-árido: modelagem e validação. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre 8, 39-56.

BARBOSA JEL, MEDEIROS ESF, BRASIL J, CORDEIRO RS, CRISPIM MCB, SILVA GHG. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. Acta Limnologica Brasiliensia 24(1): 103-118.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A. 2000. Occurence of Cylindrospermopsis (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. Aquatic Microbial Ecology 23:13-27.

CONDIT, R., et al. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. Science, 295: 666-669.

COSTA, I.A.; AZEVEDO, S.M.F.O; SENNA, P.A.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. & CHELLAPPA, N.T. 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. Brazilian Journal of Biology 66: 211-219.

ESTEVES, F. A. 2011. Fundamentos de limnologia. 3 ed. Interciência, Rio de Janeiro. 826p.

FAUSCH, K.D., KARR, J.R., YANT, P.R., 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities. Transactions of American Fisheries Society 113, 39-55.

FERREIRA, C.P. and CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. Biota Neotropica. 6(3).

FERREIRA, R.A.R.; CAVENAGHI, A.L.; VALINI, E.D.; CORRÊA, M.R.; NEGRISOLI, E.; BRAVIN, L.F.N., TRINDADE, M.L.B.; PADILHA, F.S. 2005 Monitoramento de fitoplâncton e microcistina no reservatório da UHE Americana. Planta Daninha, Viçosa, 23(2): 203-214

FLOTEMERSCH, J. E.; STRIBLING, J. B. & PAUL, M. J. 2006. Concepts and Approaches for Bioassessment of Non-wadeable streams and rivers. EPA 600-R-06-127. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

GRANADO-LORENCIO, C., LIMA, R.M.A. & LOBÓN-CERVIÁ, J. 2005. Abundance distribution relationships in fish assembly of the Amazonas floodplain lakes. Ecography. 28(4):515-520.

HUGHES R. M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In W. S. DAVIS E T. P. (Eds.) Simon Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, p.31-47.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, E. P. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce uso nas regiões tropical e subtropical. Oecol. Bras. 12 (3): 442-462.

JÚLIO, H. F.; BONECKER, C. C. & AGOSTINHO, A. A. 1997. Reservátorio de Segredo e sua inserção na bacia do Rio Iguaçu. Pp 1-17. In: AGOSTINHO, A. A.& GOMES, L. C., (eds), Reservatório Segredo: bases ecológicas para o manejo. EDUEM, Maringá, 387p.

KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington DC.

KARR, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6(6): 21–27.

KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. Environ. Manage. 5:55-68

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. 1986. Assessment of biological integrity in running water: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign, Illinois, USA, 28 pp.

LANGEANI, F., BUCKUP, P.A., MALABARBA, L.R., PY-DANIEL, L.H.R., LUCENA, C.A.S., ROSA, R.S., ZUANON, J.A.S., LUCENA, Z.M.S., De BRITTO, M.R., OYAKAWA, O.T. and GOMES-FILHO, G. 2009. Peixes de Água Doce. In Estado da arte e perspectivas para a zoologia no Brasil (Rocha, R.M. & W.A.P. Boeger, orgs.). Curitiba, Ed. UFPR, p. 211-230.

LAZARRO, X.; BOUVY, M.; Ribeiro-Filho, M. A.; OLIVEIRA, L. T. S.; VASCONCELOS, A. R. M. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brasilian reservois? Fresh Water Biology, 48: 649-668.

LUNDBERG, J.G., L.G. MARSHALL, J. GUERRERO, B. HORTON, M.C.S.L. MALABARBA AND F. WESSELINGH. 1998. The stage for Neotropical fish diversification: a history of tropical South American rivers, p.13-48. In: L.R. MALABARBA, R.E. REIS, R.P. VARI, Z.M. LUCENA AND C.A.S. LUCENA (ed.). Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes. Porto Alegre, EDIPUCRS.

MENDES, B.V. 1997. Biodiversidade e desenvolvimento sustentável do SemiÁrido. Fortaleza: SEMACE. 108 p.

MENEZES, N.A. 1996. Methods for assessing freshwater fish diversity, p.290-295. In: BICUDO, C.E.M. & MENEZES, N.A. (ed.). Biodiversity in Brazil – a first approach. São Paulo, CNPq. 326p

MONTENEGRO, A.K.A.; TORELLI, J.E.R.; CRISPIM, M. C. 2012. Population and feeding structure of Steindachnerina notonota Miranda-Ribeiro, 1937 (Actinopterygii, Characiformes, Curimatidae) in Taperoá II dam, semi-arid region of Paraíba, Brazil. Acta. Limnol. Bras. 3, 233-244.

MOURA, M.S.B., GALVÍNCIO, J.D., BRITO, L.T.L., SOUZA, L.S.B., SÁ, I. I.S., SILVA, T.G.F., 2007. Clima e água de chuva no Semi-Árido. In: BRITO, L.T.L., MOURA, M.S.B., GAMA, G.F.B., (Org.). Potencialidades da água de chuva no Semi-Árido brasileiro. 1 ed.Petrolina: Embrapa Semi-Árido 1, 37-59.

PACE, M. L., 1991. Concluding remarks. In: J. J. COLE, G. LOVETT AND S. FINDLAY (eds.), Comparative analyses of ecosystems: patterns, mechanisms, and theories, Springer-Verlag, New York, pp. 361–368.

PAIVA, M.P., PETRERE Jr., M., PETENATE, A.J., NEPOMUCENO, F.H., VASCONCELOS, E.A., 1995. Relationship between the number of predatory fish species and fish yield in large northeastern Brazilian reservoirs. In: COWX, I. (Ed.), Rehabilitation of Freshwater Fisheries. Fishing New Books, Oxford, UK, pp. 120–129.

PEGORINI, E.S.; CARNEIRO, C. & ANDREOLI, C.V. 2005. Mananciais de abastecimento público. In: ANDREOLI, C.V. & CARNEIRO, C. (eds.). Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados. Sanepar/Finep, Curitiba. Pp. 1-500.

PIANKA, E. R. 1999. Evolutionary ecology. New York: Harper & Row, 512p. 6ª ed.

POLITOU, C. Y., P. S. Economidis and A. I. Sinis, 1993. Feeding biology of bleak, Alburnus alburnus, in Lake Koronia, northern Greece. Journal of Fish Biology 43: 33–43.

PRIMACK, R.; RODRIGUES, E. Biologia da Conservação. Londrina: Planta, 2008.

RAMOS, T. P. A. RAMOS, R. T. C. & RAMOS, S. A. Q.A. 2014. Ichthyofauna of the Parnaíba river Basin, Northeastern Brazil, Biota Neotropica 14(1): 1–8.

RAMOS, R.T.C., RAMOS, T.P.A., ROSA, R.S., BELTRÃO, G.B.M. & GROTH, F. 2005. Diversidade de Peixes (Ictiofauna) da bacia do rio Curimataú, Paraíba. In: ARAUJO, F.S., RODAL, M.J.N. & BARBOSA, M.R.V. Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte das estratégias regionais de conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p. 291-318.

ROSA, R.S., MENEZES, N.A., BRITSKI, H.A., COSTA, W.J.E.M. AND GROTH, F. 2003. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga.In: Ecologia e conservação da Caatinga (Leal, I.L., Tabareli, M. and J.M.C. da Silva eds.) pp. 135-180.EDUFPE, Recife.

ROSA, R.S. and MENEZES, N.A. 1996. Relação preliminar das espécies de peixes (Pisces, Elasmobranchii, Actinopterygii) ameaçadas no Brasil. Revta. Brasil. Zool. 13(3):647-667.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D. & KESTEMONT, P. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. Fisheries Management and Ecology, 14: 393-405.

SCHINDLER, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. Limnol. Oceanogr. 51, 356–363

SMITH, J.L., HANEY, J.F. 2006. Foodweb transfer, accumulation and depuration of microcystins, a cyanobacterial toxin, in pumpkinseed sunfish (Lepomis gibbo-sus). Toxicon 48 (5), 580–589.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. and TUNDISI, J. E. M. 2008. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. Brazilian Journal of Biology,68: 1133-1135.

WHITFIELD, A.K. & ELLIOTT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. Journal of Fish Biology, 61(Supplement A): 229-250.

WHITFIELD, A.K. 1996. Fishes and the environmental status of South African estuaries. Fish. Manag. Eco., 3: 45-57.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. 1972.Taxon, Viena, v. 21, n. 2/3, p. 213 – 251.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA - UEPB

PRÓ-REITORIA DE PÓS GRADUAÇÃO E PESQUISA- PRPGP

PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO - PPGEC

1º CAPÍTULO

A submeter ao periódico Neotropical Ichthyology

FATORES AMBIENTAIS EXPLICAM O SUCESSO ADAPTATIVO DE TILAPIA DO NILO EM SISTEMAS AQUÁTICOS DO SEMIÁRIDO?

Nery[1]*, G. K. M.; Nery[1], J. F.; Barbosa[1], J.E.L.

[1]Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas – CCBS, Rua das Baraúnas , 351, Bodocongó, CEP 58429-500, Campina Grande, PB, Brasil

CAMPINA GRANDE – PB

2017

FATORES AMBIENTAIS EXPLICAM O SUCESSO ADAPTATIVO DE TILAPIA DO NILO EM SISTEMAS AQUÁTICOS DO SEMIÁRIDO?

RESUMO

O objetivo deste estudo foi identificar os fatores que explicam o sucesso adaptativo de *Oreochromis niloticus* em sistemas aquáticos do semiárido. As questões motivadoras do estudo são: (i) a espécie *O. niloticus* apresenta-se como invasora nos sistemas do semiárido? (ii) a abundância de *O. niloticus* afeta a estrutura da comunidade em sistemas do semiárido? (iii) quais as variáveis que predizem o sucesso adaptativo da espécie *O. niloticus* em sistemas semiáridos? Foram realizadas amostragens bimestrais, na bacia do Rio Paraíba em 20 pontos amostrais distribuídos em 5 reservatórios, no período de julho/2016 a março/2017, sendo as amostragens realizadas nos turnos diurno e noturno em 4 pontos amostrais distribuídos na região de barragem e de rio. Para a captura dos exemplares foram utilizadas redes de arrasto, tarrafa e espera. Para cada ponto de amostral foram medidas in situ a transparência da água, temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e turbidez. Em laboratório foram determinadas concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenados. Nos locais de amostragem onde a *O. niloticus* foi superior a 25% da abundância total, a espécie foi considerada como invasora. Para verificar diferenças nas características ambientais entre os reservatórios foi realizada ANOVA one-way. Os dados com distribuição não normal foram transformados para Log na base 2 para a análise de regressão. Os modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição de Poisson e a correção da "sobredispersão" foram utilizados para testar a abundância de tilápia e os fatores biótico (abundância de espécies nativa, endêmicas, exótica, piscívoros, onívoros e presença de macrófitas) e abióticos (volume do reservatório, transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, salinidade, clorofila-a e nutrientes totais e dissolvidos) no sucesso adaptativo da espécie em sistemas do semiárido. Para selecionar o modelo mais parcimonioso foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC) através do programa R, versão 2.15.3 (www.r-project.org). A abundância de tilápia variou de 1,51 a 100% nos reservatórios, sendo considerada invasora nos reservatórios Poções, Mucutu e Acauã, os quais foram classificados como invadidos e os reservatórios Camalaú e Boqueirão classificados como não-invadidos. A análise de variância apontou diferenças significativas entre os sistemas considerados invadidos e não-invadido para todas as variáveis ambientais, exceto volume, temperatura, salinidade e transparência. Nos sistemas não-invadidos ocorreram os maiores valores de abundância relativa de espécies nativas e endêmicas. Analises de regressão múltipla apresentaram abundância de espécies nativa, endêmicas e exóticas, abundância de piscívoros e onívoros, presença de macrófitas no corpo d'água, condutividade, transparência e fósforo reativo solúvel como variáveis preditoras do sucesso adaptativo de *O. niloticus*. a habilidade de invasão de *O. niloticus* foram associadas tanto a fatores ambientais, quanto as interações biológicas. Contudo, há uma forte influência das variáveis ambientais atrelados a estas relações, uma vez que, a dissimilaridade dos sistemas quanto a qualidade de água (eutrofização) e estruturação do habitat influenciam diretamente na estruturação da comunidade quanto a composição e as relações tróficas.

Palavras – chave: *Oreochromis niloticus*; Eutrofização; Invasão biológica

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos dulcícolas têm como principais fatores de modificação da biodiversidade as mudanças hidrológicas e as invasões biológicas (JOHNSON *et al*., 2008). Para a região semiárida, onde o balanço hídrico negativo e os sistemas apresentam altas taxas de nutrientes (TUNDISI *et al.*, 2008; MOURA *et al*., 2007), suas características facilitam processos ecológicos como a prática de introdução de espécies exóticas (AGOSTINHO *et al*., 2005; 2008).

As espécies quando introduzidas ficam expostas a novas condições bióticas e abióticas que determinam sua sobrevivência e reprodução (DAVIS, 2009; FAO, 2006), contudo, as que são capazes de ultrapassar barreiras impostas pelo ambiente (e.g. colonização, reprodução e dispersão), tendem a se tornarem espécies invasoras, causando impactos aos ambientes invadidos e a comunidade existente (SAMPAIO & SCHMIDT, 2013; CONABIO, 2009; IUCN, 2006).

Oreochromis niloticus (Linnaeus 1758), vulgarmente conhecida como tilápia do Nilo, é nativa da África efoi introduzida no Brasil na década de 50 do século XX (AGOSTINHO *et al.,* 2007). Atualmente encontra-se dispersa desde a região central do Brasil até a região central da Argentina e a costa da Venezuela e Guiana (ZAMBRANO *et al.,* 2006), e tendo estabelecido populações exóticas viáveis na maioria dos ambientes tropicais e subtropicais (COSTA-PIERCE, 2003). É atualmente um dos peixes invasores mais distribuídos mundialmente (RUTTEN *et al*., 2004; ATTAYDE *et al.,* 2011; TOUSSAINT *et al.,* 2016).

Na região semiárida do Brasil a tilápia do Nilo destaca-se pelo seu importante papel socioeconômico, sendo a principal espécie cultivada nos empreendimentos de piscicultura dos açudes do DNOCS e privados da região, promovendo o aumento da produção pesqueira (AGOSTINHO *et al.,* 2007).

Os mesmos traços que favorecem a utilização de *O. niloticus* na aquicultura, como sua adaptação a habitats alterados (construção de barragens e sistemas eutrofizados) e suas respostas biológicas (i) a omnívora; (ii) a flexibilidade na taxa de crescimento e tamanho de maturação em função das condições ambientais e (iii) territorialíssimo de desova e cuidado parental (CANONICO *et al.*, 2005; ZAMBRANO *et al.,* 2006; ATTAYDE *et al.,* 2011), são paradoxalmente, um importante fator no processo de invasão da espécie e seu favorecimento aos benefícios monetários facilmente quantificados (FERNANDO 1991, GURGEL & FERNANDO 1994, CANONICO *et al*., 2005; DEINES *et al.,* 2016).

Os efeitos ecológicos da introdução e produção de tilápia tem sido alvo de avaliações ambientais, a exemplo da relação entre a abundância de tilápia e a diminuição e/ou desaparecimento de espécies endêmicas e nativas relatadas em todo o globo, a exemplo do Sudeste dos Estados Unidos (BLACK, 1980; VARELA-ROMERO *et al.*, 2000), Filipinas (GINDELBERGER, 1981), Lago Nicarágua (MCKAYE *et al.*, 1995) e Lake Victoria (MKUMBO e LIGTVOET, 1992; GOUDSWAARD *et al.*, 2002), tornando cada vez mais relevante a avaliação dos sistemas os quais a espécie é introduzida.

O objetivo deste estudo foi identificar os fatores que explicam o sucesso adaptativo *Oreochromis niloticus* em sistemas aquáticos do semiárido, buscando resposta as seguintes perguntas: (i) a espécie *O. niloticus* apresenta-se como invasora nos sistemas do semiárido? (ii)quais variáveis predizem o sucesso adaptativo da espécie *O. niloticus* em sistemas semiárido? (iii) a abundância de *O. niloticus* afeta a estrutura da comunidade de peixes em sistemas do semiárido ?

MATERIAIS E METÓDOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em cinco reservatórios localizados na bacia hidrográfica do Rio Paraíba (Figura 1, Tabela 1), a qual distribui-se por uma área de 20.071,83 km^2, está situada entre as latitudes 6º51'31'' e 8º26'21'' S e as longitudes 34º48'35'' e 37º2'15" W. É a segunda maior bacia do Estado da Paraíba, sendo composta pela sub-bacia do rio Taperoá e Regiões do alto, médio e baixo Curso do rio Paraíba (PARAÍBA, 2007).

Segundo a classificação de Köeppen, a região do Alto Paraíba possui clima do tipo BSwh' semiárido quente, com estação seca atingindo um período que compreende de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm. Em torno do município de Cabaceiras, a região classifica-se como semiárida de tipo desértico BSwh'. Trata-se da região menos chuvosa do Brasil com índice pluviométrico médio anual inferior a 300 mm (PARAÍBA, 2007).

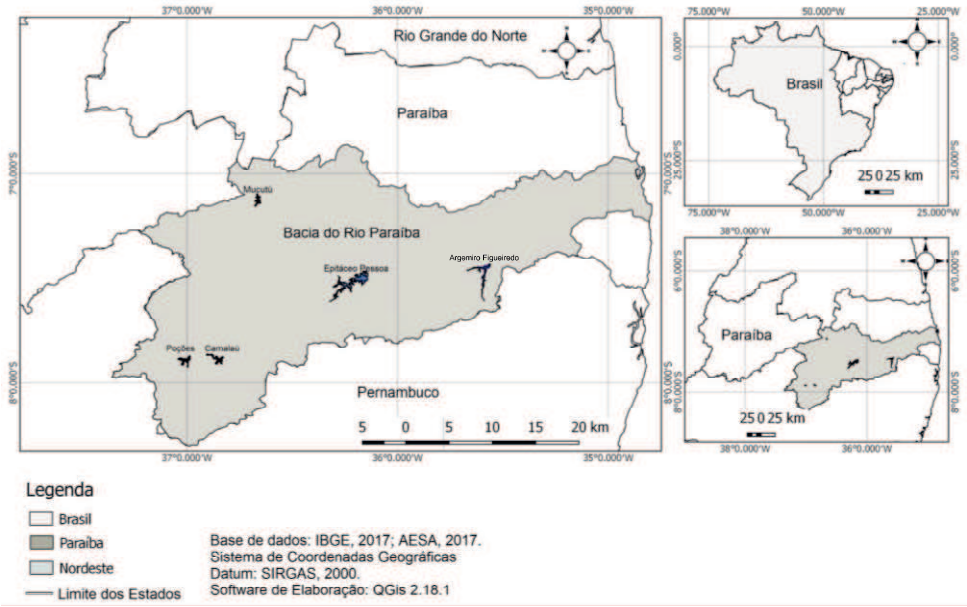

Figura 1. Mapa de localização dos Reservatórios amostrados: Acauã (Argemiro de Figueiredo), Boqueirão (Epitácio pessoa), Poções, Camalaú e Mucutú na bacia hidrográfica do rio Paraíba

Tabela 1. Dados de caracterização dos reservatórios amostrados: Argemiro de Figueiredo (acauã), Epitácio Pessoa (Boqueirão), Poções, (AESA, 2012).

Reservatório	Poções	Camalaú	Mucutú	Epitácio Pessoa	Argemiro Figueiredo
Localização Geográfica	7º53'38"S 37º0'30"W	7°53'33'94"S 36°50'39'16"W	7º7'7,8" S 36º39'2,3"W	7º29'20"S 36º17'3"W	7º27,5'3''S 35º35'52,6''W
Ano de Construção	1982	1990	2002	1956	2001
Capacidade (m^3)	29.861.562	48.107.240	25.370.000	411.680.000	253.000.000
Volume Médio (%)	4,8 ±0,9	9,7±1,9	1,7±0,8	5,8±1,7	9,1±2,4

Amostragem e métodos de análise

Foram realizadas amostragens bimestrais, na bacia do Rio Paraíba em 20 pontos distribuídos em 5 reservatórios, no período de julho/2016 a março/2017 em quatro estações amostrais ao longo dos reservatórios. Em cada ponto amostral foram medidos in situ: temperatura da água (ºC), pH, condutividade elétrica (µS/cm), turbidez (NTU), oxigênio

dissolvido (mg/L) e sólidos totais dissolvidos (g/L) utilizando sonda multi paramétrica (Horiba/ U-50) e transparência da água (disco de Secchi).

Amostras de água para análises de nutrientes foram coletadas na subsuperfície em cada ponto de coleta, acondicionadas em garrafas de polietileno e resfriadas durante transporte ao laboratório. Em seguida as amostras foram filtradas em membranas de fibra de vidro GF/C para a determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4$), nitritos ($N\text{-}NO_2$), nitratos ($N\text{-}NO_3$), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (SRP), de acordo com metodologias padronizadas descritas em "Standard Methods for the Examination f Water and Waste Water" (APHA, 1998). Para determinação do nitrogênio Inorgânico dissolvido (NID) foram somados as frações dissolvidas.

Para a comunidade de peixes foram aplicados três tipos diferentes de artes de amostragem: redes de arrasto de praia (10 e 20m de comprimento; 1,5m de altura e 5 e 12mm de malha), um conjunto de redes de espera (50m de comprimento e 1,5m de altura igualmente divididas em malhas de 35, 45 e 55mm) e uma rede de tarrafa (1m de diâmetro e 5 mm de malha). O esforço de captura foi semelhante entre os pontos amostrais, medindo em horas (método passivo), sendo o período de 12 horas para as redes de espera e réplicas (método ativo), representado por 6 lançamentos de redes de arrasto e 15 lances da rede de tarrafa. Os espécimes foram mortos em uma solução anestésica de eugenol e depois fixados em 10% de formalina. Todas as amostragens foram transversais, desde as margens até as zonas mais profundas, permitindo a identificação dos micros habitats relacionados às espécies capturadas, tendo sido a coleta nas margens amostradas através de rede de arrasto e tarrafa e a zonas mais profundas através das redes de espera. No laboratório, todos os peixes amostrados foram lavados em água, transferidos para solução de álcool 70%. Os dados merísticos e morfométricos envolvidos no processo de identificação foram avaliados segundo os métodos de Hubbs & Lagler (2006). A identificação foi realizada de acordo com a literatura especializada (KULLANDER, 1983; BRITSKI et al. 1984; VARI, 1989; CASTRO E VARI, 2004; RAMOS, 2012). A classificação taxonômica foi efetuada conforme Eschmeyer (2015).

Para a caracterização de hábitats foi considerado a presença e ausência de macrófitas aquáticas.

Analise de dados

Os sistemas amostrados foram agrupados nas classes invadido e não-invadidos, utilizando-se como critério a abundância de *O. niloticus* por unidade amostral. Foram

considerados invadidos os sistemas em que a abundância de *O. niloticus* fosse no mínimo 25% da abundância total (STIERS *et al.*, 2011).

A análise de variância unidireccional (ANOVA) foi realizada para testar diferenças no padrão de distribuição das variáveis ambientais entre os sistemas invadidos e não invadidos foram analisadas através de ANOVA one-way (Statística 7). As análises univariadas acima mencionadas foram realizadas usando o software Statistica 7. A análise de componentes principais (PCA) foi realizada com o objetivo de determinar padrões de relação entre as variáveis físico e químicas e o favorecimento no processo de invasão de *O. niloticus*. Esta análise foi realizada no software PRIMER 6 add Permanova™ (Clarke e Gorley, 2006).

Com o objetivo de caracterizar e resumir os padrões na estrutura da comunidade de peixes foi realizada uma nMDS ("non Metric Dimensional Scalling") seguida de uma análise de similaridade (ANOSIM), utilizando-se o software PRIMER-PERMANO VA 6 (CLARKE e GORLEY, 2006).

Os modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição de Poisson e a correção da "sobredispersão" foram utilizados para testar a abundância de tilápia e os fatores biótico (abundância de espécies nativa, endêmicas, exótica, piscívoros, onívoros e presença de macrófitas), abióticos (volume, transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica, turbidez, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, salinidade, clorofila-a e nutrientes totais e dissolvidos) e estrutura de hábitat (presença de macrófitas aquáticas) no sucesso adaptativo da espécie em sistemas do semiárido. Os dados com distribuição não normal foram transformados para Log na base 2. Para selecionar o modelo mais parcimonioso foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC) (BURNHAM & ANDERSON 2002). Todas as análises foram realizadas no software R, versão 2.15.3 (www.r-project.org).

RESULTADOS

A espécie *O. niloticus* se encontra introduzida em todos os cinco reservatórios estudados, contudo comportou-se como invasora nos sistemas Poções (X=51% ± 27,4), Mucutu (X=64,9% ± 24,3) e Acauã (X=59,4% ± 32,5), sendo estes três classificados como invadidos. Os reservatórios Camalaú (X=10,5% ± 27,6) e Boqueirão (X= 8,4% ± 11,6) foram classificados como não-invadidos.

A análise de variância discriminou diferenças significativas entre os sistemas invadidos e não-invadido para todas as variáveis ambientais, exceto volume, temperatura, salinidade e transparência (Tabela 2). Os maiores valores de condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais dissolvidos, e as concentrações de nitrogênio total, nitrogênio inorgânico dissolvido, fosforo

total, fosforo reativo solúvel e clorofila-*a* foram registrados nos sistemas invadidos. Nos sistemas não-invadidos as variáveis que apresentaram os maiores valores foram oxigênio dissolvido e pH (Tabela 2).

A ordenação PCA para 14 variáveis abióticas explicou 58,8% da variabilidade de dados nos dois primeiros eixos (Fig. 2). A clorofila-*a* (r = -0,63) e o fosfato reativo solúvel - PSR (r = -0,49) foram as principais variáveis na composição do eixo 1 (32,6%), enquanto a condutividade (r = 0,54) e sólidos totais dissolvidos (r = 0,48) foram as variáveis mais importantes para o eixo 2 (26,2%). O diagrama do PCA apresentou um padrão de unidade agrupadas por status de invasão dos reservatórios, destacando a distinção limnológica entre esses reservatórios.

Tabela 2. Média e Desvio Padrão das variáveis ambientais e resultados da ANOVA indicando a interação entre as variáveis ambientais e os sistemas que apresentam a espécie com comportamento invasor e não-invasor.

	Invadido			Não-Invadido			
Variáveis	Média		DP	Média		DP	P
Volume (%)	5,3	±	3,5	8,2	±	3,2	0,4
Transparência (m)	19,8	±	20,2	21,3	±	38,9	0,2
Temperatura (ºC)	24,7	±	2,2	24,3	±	1,7	0,3
pH	8,1	±	0,5	8,4	±	0,3	0,05
Condutividade Elétrica (mS/cm)	6,6	±	9,4	1,3	±	0,7	0,01
Turbidez (NTU)	193,0	±	208,5	55,6	±	46,0	0,01
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,7	±	2,3	9,3	±	2,8	0,009
Sólidos Totais Dissolvidos (g/L)	4,2	±	5,9	0,8	±	0,4	0,01
Salinidade	1,7	±	4,6	0,4	±	0,5	0,21
NT (µg/L)	1209,3	±	1471,0	600,9	±	224,0	0,01
NID (µg/L)	350,8	±	442,4	142,9	±	103,2	0,002
PT (µg/L)	268,1	±	258,3	83,1	±	50,8	0,002
PSR (µg/L)	180,7	±	326,4	81,1	±	140,1	0,002
Clorofila-a (µg/L)	95,8	±	67,2	24,4	±	74,7	0,002

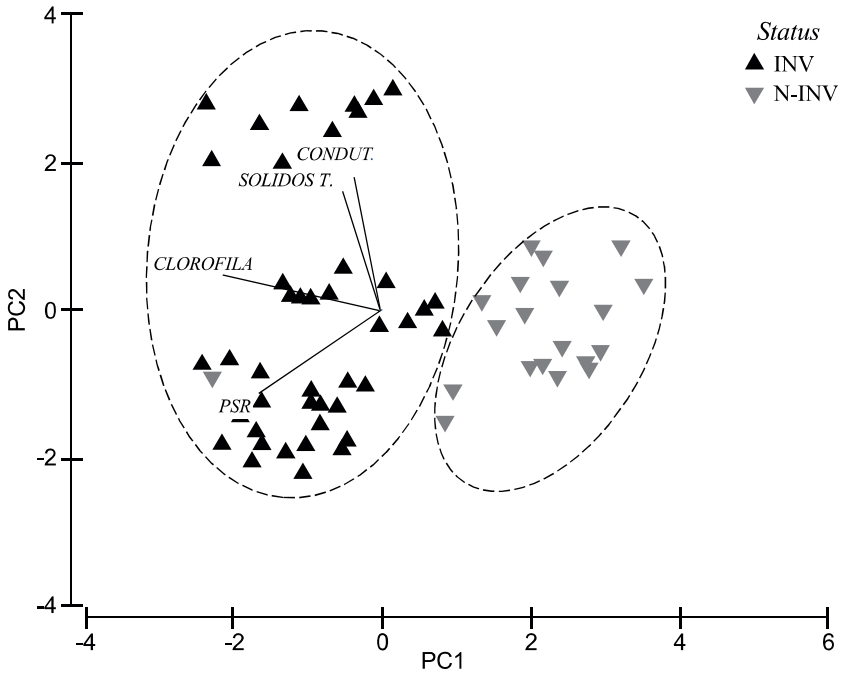

Figura 2. Diagrama de ordenação PCA para as variáveis abióticas e as unidades amostras dos reservatórios invadidos (INV) e não-invadidos (N-INV) do semiárido. Os elipsoides correspondem a amostras agrupadas entre os sistemas invadidos e não-invadidos.

As macrófitas aquáticas foram observadas apenas nos sistemas considerados não invadidos.

A composição taxonômica da ictiofauna para os sistemas invadidos apresentou 16 espécies distribuídas em 4 ordens: Siluriformes (1,5%), Perciformes (65,6%), Cyprodontiformes (21,8%) e Characiformes (11,2%). Nos sistemas não-invadidos foram observadas 19 espécies distribuídas em 4 ordens Siluriformes (1,5%), Perciformes (13,7%), Cyprodontiformes (1,1%) e Characiformes (83,7%).

A análise de nMDS para a distribuição da comunidade de peixes apresentou um padrão claro de ordenação, formando uma segregação dos sistemas em dois grupos distintos: sistemas invadidos e sistemas não-invadidos (Figura 3). O resultado da ANOSIM confirma a existência de diferenças na distribuição das abundâncias dos sistemas ($r = 0,34$; $p = 0,001$).

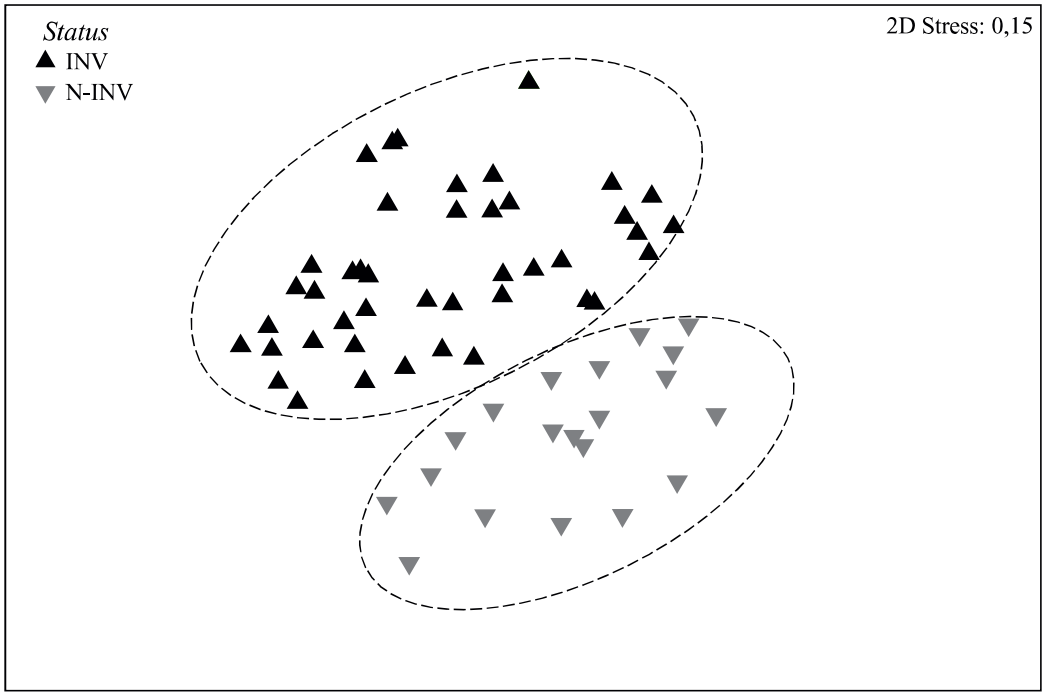

Figura 3. Escalonamento multidimensional não paramétrico (nMDS) considerando a distribuição da comunidade de peixes em sistemas invadidos (INV) e não-invadidos (N-INV) por *O. niloticus* em reservatórios do semiárido.

Diferenças significativas foram observadas para a variação da abundância de *O. niloticus* entre os sistemas invadidos e não invadidos ($F_{(1,69)}$=29,9, p=0.002). A correlação entre a abundância de *O. niloticus* e a comunidade de peixes total amostrada, apresenta uma maior contribuição das espécies exóticas nos sistemas invadidos, enquanto que, em sistemas não-invadidos são as abundâncias das espécies nativas e endêmicas da região as de maior contribuição, contudo, estas apresentam diminuição da abundância com o aumento de O. *niloticus* (Figura 4).

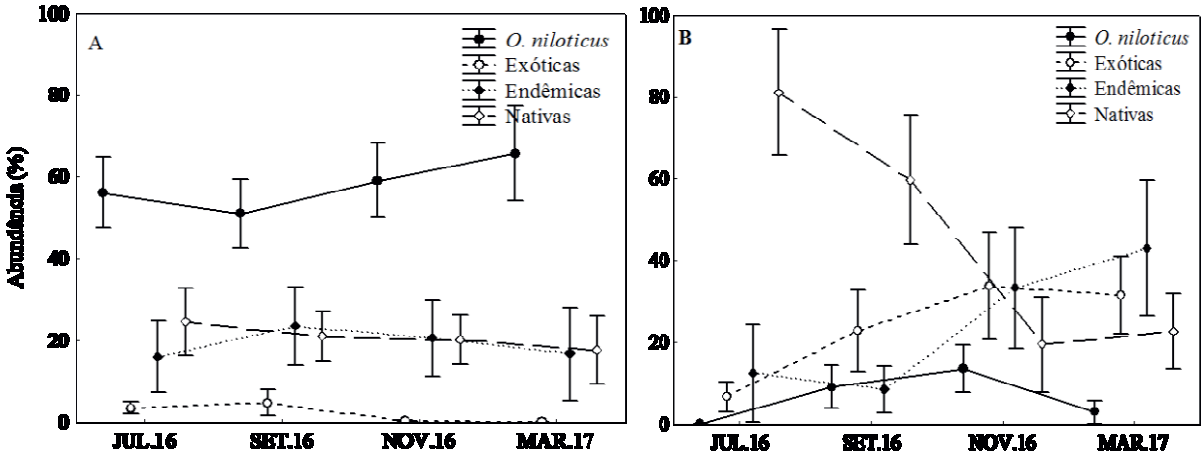

Figura 4. Variação da abundância das espécies endêmicas, nativas, exóticas e *O. niloticus* nos sistemas invadidos (A) e não-invadidos (B) em reservatório do semiárido.

O modelo mais parcimoniso selecionado para determinar os fatores que promovem o sucesso de Tilápia do Nilo nos sistemas estudados explicou 63% da variabilidade dos dados. A abundânacia de tilapia nos sistemas esteve associado positivamente a abundância de espécies exóticas, piscívoros, onívoros, condutividade elétrica e fósforo reativo solúvel; e negativamente a abundância de espécies nativas, endêmicas, presença de macrófitas aquáticas e transparência da água (Tabela 3) O modelo proposto apresentou resíduos com distribuição normal e homocedasticidade visual, atendendo aos pressupostos da análise (Figura 5).

Tabela 3. Modelo mais parcimoniosos do sucesso adaptativo de tilápia (*O.* niloticus) em sistemas do semiárido gerado pelo GLMs.

Sucesso adaptativo	R^2	AIC	Descrição dos Fatores	Estimador
Abundância de Tilápia	0,63	220.2	Intercept	0,4459
			Abundância de Nativos	- 0,147
			Abundância de Endêmicos	- 0, 155
			Abundância de Exóticos	0,07
			Abundância de Piscívoros	0,23
			Abundância de Onívoros	0,245
			Presença de Macrófita	- 1,63
			Condutividade	0, 118
			Transparência	- 0,24
			Fósforo Reativo Solúvel	0, 06

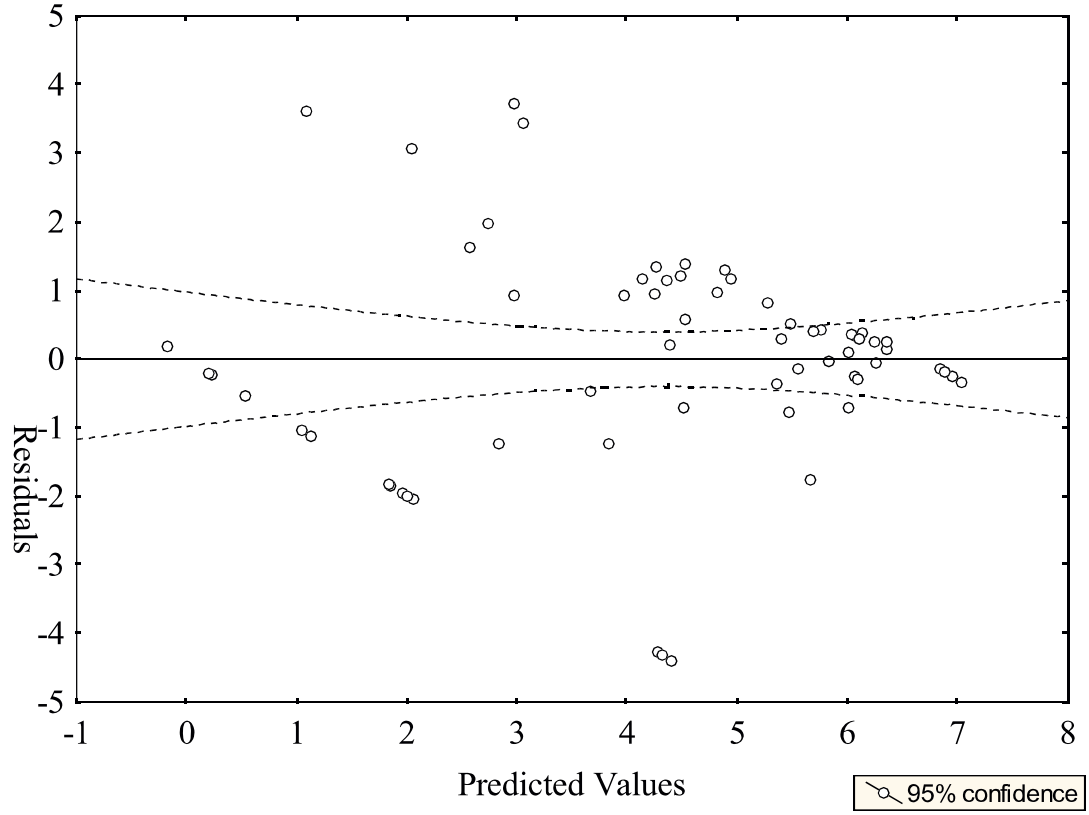

Figura 5. Dispersão dos valores preditos em função da abundância de tilápia para os modelos de sucesso de adaptativo de *O. niloticus*.

DISCUSSÃO

Tilapias são selvagens em todas as nações em que foram cultivadas ou introduzidas e onde as condições locais permitem seu estabelecimento desde ambientes naturais (rios e lagos) a artificiais (reservatórios) (COSTA-PIERCE, 2003; CANONICO *et al.*, 2005). Apesar disso, uma abordagem sistemática para avaliar os potenciais impactos ambientais das introduções de tilápias e os fatores relativos ao seu sucesso adaptativos são pouco discutidos.

O. niloticus ocorreram em todos os reservatórios da Bacia do rio Paraíba estudados, contudo, apresentou-se como invasora, em três dos sistemas, os reservatórios Poções, Mucutu e Acauã, a exemplo do observado por Gurgel & Fernando (1994) e Attayde *et al.,* (2011), em sistemas aquáticos do semiárido brasileiro onde *O. niloticus* apresenta altas taxas de invasões bem-sucedidas e elevada biomassa.

O modelo matemático apresentado demosntrou que a abundância de tilápia nos sistemas estudados, respondeu tanto a variáveis abióticas quanto a riqueza de espécies (nativas, endêmicas e exóticas), relações tróficas (competição e predação) e diversidade de habitat (presença de macrófitas aquáticas). O estabelecimento de qualquer espécie num ecossistema decorre além da capacidade fisiológica de adaptação da espécie, das relações do organismo com

os fatores bióticos e abióticos que modelam a distribuição e relação entre espécies introduzidas e as espécies nativas (VITULE & PRODOCIMO, 2012).

As variáveis transparência da água, condutividade elétrica e fósforo reativo solúvel são indicativas de eutrofização dos ecossitemas e estiveram associadas ao sucesso adaptavo da tilápia nos reservatórios, contudo a eutrofização é considerada um fator de causa e consequência a abundância de tilápias (CANONICO *et al.*, 2005). Starling *et al.* (2002) demonstraram uma relação entre a elevada biomassa de tilapia no Lago Paranoá e o aumento nas concentrações de fósforo (resultado da liberação de P por bioturbação e excreção), clorofila-a e cianobactérias. Os autores atribuem isso a "ictioeutrofização" por tilápias que ao se alimentaram de algas bentônicas, produzem a bioturbação e a reciclagem de nutrientes através da ingestão e excreção que aumentaram drasticamente a biodisponibilidade de nutrientes neste sistema.

A estrutura do hábitat, representado no modelo por presença de macrófitas aquáticas, também foi considerado um fator importante a abundância de tilápia nos sistemas da Bacia do Rio Paraíba. As plantas aquáticas são um componente chave da heterogeneidade espacial em uma paisagem aquática, contribuindo para a complexidade do habitat e ajudando a determinar a diversidade em várias escalas espaciais. Teoricamente, quanto mais complexo for um habitat, maior o número de espécies presentes (THOMAZ et al., 2007). Os sistemas em estudos com ausência de vegetação aquática apresentaram maior abundância de tilápias, deste modo, podemos associar o sucesso de estabelecimento da espécie, a sua tolerância e preferência a habitats modificados (BEVERIDGE & BAIRD 2000; LOWE-MCCONNELL 2000, MOYLE E LIGHT 1996).

Apesar da eutrofização e estutura de hábitat serem importantes fatores ao sucesso adaptativo de tilápias, as relações biológicas contribuiram com maior número de variáveis ao modelo proposto. A introdução de espécies é amplamente considerada como uma das principais causas de extinção em sistemas de água doce (SALA *et al.*, 2000; DEINES *et al.,* 2016), sendo as espécies invasivas consideradas como a segunda principal causa de extinção e ameaça de espécies nativas em todo o mundo.

Nos sistemas em estudo a abundância de tilápia esteve associado negativamente a abundância de nativos e endêmicos. A promoção de condições ambientais desfavoráveis associados a presença de tilápia nos sistemas invadidos promovem uma seleção de espécies tolerantes da mesma forma que intensificaram o processo de competição. Tais interações culminaram na diminuição da abundância de espécies nativas e endêmicas nos reservatórios invadidos, bem como menor diversidade de espécies. A alta capacidade competitiva da tilápia até mesmo com consumidores maiores, provovem ou homogeneização da biota (FULLER *et*

al., 1999; CAMBRAY, 2003) com impactos significativos sobre as redes alimentares e consequetemente a biota nativa (RAHEL, 2002; OLDEN, 2006; MARTIN *et al.,* 2010; TOUSSAINT *et al.,* 2016).

Outro mecanismo pelo qual a tilápia afeta a comunidade nativa é a competição aparente, uma interação indireta entre espécies que compartilham um mesmo predador (HOLT 1977), de modo que, uma espécie de presa pode afetar negativamente a abundância de outra espécie de presa por compartilhar predadores e não apenas recursos alimentares (ATTYDE, 2007). O aumento na abundância *O. niloticus*, que promoveu o aumento na abundância de predadores, como *Hoplias malabaricus e Cichla ocellaris*, que em sistemas semiáridos alimentam-se preferencialmente de *Astyanax fasciatus e A. Bimaculatus* (MONTENEGRO *et al.,* 2013; ALMEIDA *et al.*, 1997; LOUREIRO & HAHN, 1996; FISCHER e GRANT, 1994), como observado nos sistemas em estudo e explicam a relação positiva entre a abundância de tilápias e piscívoros apontada no modelo.

Apesar dos índicios da influência da tilápia sobre a ictiofauna nativa, na maioria dos casos, a falta de dados sobre a influência de impactos e alterações humanas nos ecossistemas tornam difícil concluir que a tilapia foi o principal agente causador do declínio das espécies nativas ou seus habitats.

Assim, concluimos que a habilidade de invasão de *O. niloticus* foi associada tanto a fatores ambientais, quanto as interações biológicas. Contudo, há uma forte influência das variáveis ambientais atrelados a estas relações, uma vez que, a dissimilaridade dos sistemas quanto a qualidade de água (eutrofização) e estruturação do habitat influenciam diretamente na estruturação da comunidade quanto a composição e as relações tróficas.

REFERÊNCIAS

AESA –Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. 2006. Relatório Final Consolidado do PERH-PB.

AESA, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. 2010. Comitê do Rio Paraíba.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem. 501 p.

ALMEIDA, V. L. L.; N. S. HAHN & A. E. A. M. VAZZOLER. 1997. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). Ecol. freshw. fish, 6: 123-133.

ARTHUR, R.I., LORENZEN, K., HOMEKINGKEO, P., SIDAVONG, K., SANVILAIKHAM, B., GARAWAY, C.J., 2009. Assessing impacts of introduced aquaculture species on native fish communities: Nile tilapia and major carps in SE Asian freshwaters. Aquaculture 299, 81e88.

ATTAYDE, J. L.; BRASIL, J.; MENESCAL, R. A. 2011. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. Fisheries Management and Ecology 18:437–443.

AVELLA, M., J. BERHAULT, and M. BORNANCIN. 1993. Salinity tolerance of two tropical fishes, *Oreochromis aureus* and *O. niloticus*. I. Biochemical and morphological changes in the gill epithelium. Journal of Fish Biology 42:243–254

BLACK, G. F. 1980. Status of the desert pupfish, *Cyprinodon macularius* (Baird and Girard), in California, p.42.

BRITSKI, H.A., Y. SATO AND A.B.S. ROSA. 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: Câmara dos Deputados, Codevasf, Divisão de Piscicultura e Pesca.

BURNHAM K.P. & ANDERSON D.R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach, 2nd edn. Springer-Verlag, New York.

CAMBRAY, J.A. 2003. The need for research and monitoring on the impacts of translocated sharptooth catfi sh, Clarias gariepinus, in South Africa. African Journal of Aquatic Science, 28:191-195.

CANONICO, G.; ARTHINGTON, A.; MACCRARY, J.K.; THIEME, M.L. 2005 The effects of introduced tilapias on native biodiversity. Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, Chichester, 15: 463-483.

CAPPS, K. A. & A. S. FLECKER, 2013. Invasive aquarium fish transform ecosystem nutrient dynamics. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 280: 20131520.

CAREY, M. P. & WAHL, D. H., 2010: Native fish diversity alters the effects of an invasive species on food webs. – Ecology 91: 2965 – 2974.

CASTRO, R.M.C., AND VARI R.P. 2004. Detritivores of the South American

CATFORD, J. A., P. A. VESK, D. M. RICHARDSON & P. PYSEK, 2012. Quantifying levels of biological invasion: towards the objective classification of invaded and invasible ecosystems. Global Change Biology 18: 44–62.

CLELAND, E. E.; SMITH, M. D.; ANDELMAN, S. J.; BOWLES, C.; CARNEY, K. M. 2004. Invasion in space and time: Non-native species richness and relative abundance respond to interannual variation in productivity and diversity. Ecology Letters 7: 947–957.

COMISSÃO NACIONAL DE BIODIVERSIDADE (CONABIO). Resolução CONABIO nº 5 de 21 de outubro de 2009. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/conabio>.

CRUTCHFIELD, J. U. 1995. Establishment and expansion of redbelly tilapia and blue tilapia in a power plant cooling reservoir. American Fisheries Society Symposium 15: 452–461.

DATTA S.; JANA, B. B. 1998. Control of bloom in a tropical lake: grazing efficiency of some herbivorous fishes. J Fish Biol 53:12–24

DAVIS, M. A.; GRIME, P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communitieas: general theory of invasibility. Journal of Ecology, v. 88, p. 528 -534, 2000.

DEINES, A. M.; WITTMANN, M. E.; DEINES, J. M.; LODGE, D. M. 2016. Tradeoffs among ecosystem services associated with global tilapia introductions. Reviews in fisheries science and aquiculture, 24(2): 178-191.

ESCHMEYER, W. N. 2015. Catalog of fishes: genera, species, references. California, California Academy of Sciences. Online version. Available from: http://researcharchive. calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp.

FAO. 2006. The State of World Fisheries and Aquaculture. Part 1: World Review of Fisheries and Aquaculture. Rome: FAO

FEBRY, R. and P. LUTZ. 1987. Energy partitioning in fish: the activity- related cost of osmoregulation in a euryhaline cichlid. Journal of Experimental Biology 128:63–85.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (Oreochromis niloticus, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). Freshwater Biology 50: 1391–1403.

FISCHER, G. W.; GRANT, W. E. 1994. Use of a native predator to control overcrowding in warm water polyculture ponds: simulation of a tucunare (*Cichla monoculus*) - tilapia (*Oreochromis niloticus*) system. Ecological Modelling, 72: 205 - 227.

FULLER, P.L.; NICO, L.G.; WILLIAMS, J.D. 1999. Nonindigenous fi shes introduced into inland waters of the United States. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society, 613 p.

GINDELBERGER, B. 1981. Why Sinarapan almost Disappered from Lake Buhi. Naga, 4: 3–5.

GOUDSWAARD, P. C.; WITTE, F.; Katunzi, E. F. B. 2002. The tilapiine fish stock of Lake Victoria before and after the Nile perch upsurge. J. Fish Biol., 60: 838–856.

GOZLAN, R. E., 2009. Biodiversity crisis and the introduction of non-native fish: solutions, not scapegoats. Fish and Fish- eries 10: 109–110.

GURGEL J.J.S. & FERNANDO C.H. (1994) Fisheries in semi-arid Northeast Brazil with special reference on the role of tilapias. Internationale Revue Gesamten Hydrobiologie 79, 77–94.

IUCN – International Union for Conservation of Nature. 2006. The World Conservation Union IUCN. Recu- perado em 15 fev. 2006, de http://www.iucn.org.

KULLANDER, S.O. 2003. Family Cichlidae. In Check list of the freshwater fishes of South and Central America (R.E. Reis, S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr.). Edipucrs, Porto Alegre, p. 605-654.

KULLANDER, S.O. 1983. A revision of the South American cichlid genus Cichlasoma (Teleostei: Ciclidae). Swedish Mus. Natur. Hist., Sweden. 296p.

LOUREIRO, V. E.; HAHN, N. S. 1996. Dieta e atividade alimentar da traíra Hoplias aff. malabaricus (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae), nos primeiros anos de formação do reservatório de Segredo-PR. Acta Limnologica Brasiliensia, 8: 195-205.

LOWE, M. R., W. WU, M. S. PETERSON, N. J. BROWN-PETERSON, W. T. Slack & P. J. Schofield, 2012. Survival, growth and reproduction of non-native Nile tilapia II: fundamental niche projections and invasion potential in the Northern Gulf of Mexico. PLoS One 7: 1–10.

MARTIN W. C., VALENTINE M. M. & VALENTINE J. F. (2010) Competitive interactions between invasive Nile tilapia and native fish: The potential for altered trophic exchange and modification of food webs. PLoS One 5(12): e14395.

MARTINEZ, C. B. R. ; AZEVEDO, Fábio de ; WINKALER, Elissandra Ulbricht . Toxicidade e efeitos da amônia em peixes neotropicais. In: José Eurico Possebon Cyrino; Elisabeth Criscuolo Urbinati. (Org.). Tópicos Especiais em Biologia Aquática e Aqüicultura. Jaboticabal - SP: Sociedade Brasileira de Aqüicultura e Biologia Aquática, 2006, v. , p. 81-95.

MCCRARY, J. K.; VAN DEN BERGHE, E. P.; MCKAYE, K. R.; LOPEZ PEREZ, L. J. 2001. Tilapia cultivation: a threat to native fish species VITULE in Nicaragua. Encuentro 58: 3–19.MOYLE, P. B. & T. LIGHT. 1996. Fish invasions in California: do abiotic factors determine success? Ecology, 7(6): 1666-1670.

MCKAYE, K. R.; RYAN, J. D.; STAUFFER, J.; JAY, R.; PEREZ, L. J. L.; VEGA, G. I.; VAN DEN BERGHE, E. P. 1995. African Tilapia in Lake Nicaragua. Bioscience, 45(6): 406–411.

MKUMBO, O. C.; LIGTVOET, W. 1992. Changes in the diet of Nile perch, lates niloticus (L), in the Mwanza Gulf, Lake Victoria. Hydrobiologia, 232: 79–83.

MONTENEGRO, A. K. A.; VIEIRA, A. C.; CARDOSO, M M. L.; SOUZA, J. E. R. T.; CRISPIM, M. C. 2013. Piscivory by Hoplias aff. malabaricus (Blcoh, 1794): a question of prey availability? Acta Limnologica Brasiliensia, 25(1): 68-78.

NJIRU M, OKEYO-OWUOR JB, MUCHIRI M, COWX IG. 2004. Shifts in the food of Nile tilapia, Oreochromis niloticus (L.) in Lake Victoria, Kenya. African Journal of Ecology 42: 163–170.

OLDEN, J.D. 2006. Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. Journal of Biogeography, 33:2027-2039.

PARAÍBA, 2007. Secretaria de Planejamento. Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba. João Pessoa, SEPLAN, 144 p.

PETERSON, M. S., SLACK, W. T. & WOODLEY, C. M., 2005: The oc- currence of nonindigenous nile tilapia, Oreochromis niloti- cus (Linnaeus) in coastal Mississippi: ties to aquaculture and thermal effluent. – Wetlands 25: 112e121.

R Core Team. 2013. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at: http://www.r-project.org/

RAHEL, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. Annual Review of Ecology and Systematics, 33:291-315.

RAHEL, F. J.&J.D. OLDEN, 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. Conservation Biology 22: 521–533.

RANGEL T.F., DINIZ-FILHO J.A.F. & BINI L.M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography,* 33: 46–50.

RAMOS, T. P. A. 2012. Ictiofauna de Água Doce da Bacia do Rio Parnaíba. UnpublishedPh.D. Dissertation. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.215p.

REBOUÇAS, V. T.; LIMA, F. R. S.; CAVALCANTE, D. H.; SÁ, M. V. C. 2016. Reassessment of the suitable range of water pH for culture of Nile tilapia Oreochromis niloticus L. in eutrophic water. Acta Scientiarium. Animal Sciences 38: 361-368

STIERS, I., CROHAIN, N., JOSENS, G., TRIEST, L., 2011. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. Biol. Invasions 13, 2715 – 2726.

TOUSSAINT, A.; BEAUCHARD, O.; OBERDORFF, T.; BROSSE, S.; VILLÉGER, S. 2016. Worldwide freshwater fish homogenization is driven by a few widespread non-native species. Biological Invasions, 18(5):1295-1304.

VARELA-ROMERO, A.; RUIZ-CAMPOS, G.; YEPIZ-VELAZQUEZ, L. M.; ALANIZ-GARCIA, J. 2000. Distribution, habitat and conservation status of desert pupfish (Cyprinodon

macularius) in the Lower Colorado River Basin, Mexico. Rev. Fish Biol. Fisheries, 12(2): 157–165.

VARI, R.P. 1989. Systematics of the Neotropical Characiform genus Psectrogaster Eigenmann and Eigenmann (Pisces, Characiformes). Smithson. Contr. Zool. 481: 1-41.

VITULE, J. R. S.; PRODOCIMO, V. 2012. Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas. Estudos biologivos, Ambiente Divers., 34: 225-237.

ZAMBRANO, L.; MARTNEZ-MEYER, E.; MENEZES, N.; PETERSON, A.T. 2006 Invasive potential of common carp (Cyprinus carpio) and Nile tilapia (Oreochromis niloticus) in American freshwater systems. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Ottawa, 63: 1903-1910.

Zhang XF, Liu ZW, Jeppesen E, Taylor WD, Rudstam LG (2016) Effects of benthic-feeding common carp and filter- feeding silver carp on benthic-pelagic coupling: implica- tions for shallow lake management. Ecol Eng 88:256–264.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA - UEPB
PRÓ-REITORIA DE PÓS GRADUAÇÃO E PESQUISA- PRPGP
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO - PPGEC

2º CAPÍTULO

A submeter ao periódico Ecological Indicators

ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA, BASEADO NA COMUNIDADE DE PEIXES, PARA SISTEMAS LÊNTICOS DO SEMIÁRIDO TROPICAL

Nery[1*], G. K. M.; Nery[1], J. F.; Barbosa[1], J.E.L.

[1]Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, Laboratório de Ecologia Aquática, Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas – CCBS, Rua das Baraúnas , 351, Bodocongó, CEP 58429-500, Campina Grande, PB, Brasil

CAMPINA GRANDE – PB

2017

ADAPTAÇÃO DO ÍNDICE DE INTEGRIDADE BIÓTICA, BASEADA NA COMUNIDADE DE PEIXES, PARA SISTEMAS LÊNTICOS DO TRÓPICO SEMIÁRIDO

RESUMO

O uso de informações biológicas associadas aos descritores físicos e químicos, tem ampliado a eficiência do monitoramento e avaliação da qualidade ecológica em ambientes aquáticos. Objetivando aplicar um índice de integridade biótica adaptado à utilização de atributos da estrutura e dinâmica da comunidade de peixes em reservatórios do semiárido brasileiro, foram realizadas amostragens bimestrais, em 20 pontos amostrais distribuídos em 5 reservatórios da bacia do Rio Paraíba, no período de julho/2016 a março/2017. Em cada reservatório foi coletado em 4 pontos amostrais distribuídos na região de barragem e de rionos turnos diurno e noturno. Para a captura dos exemplares utilizou-se de redes de arrasto, tarrafa e de espera. Para cada ponto de amostral foram medidas in situ: Transparência da água, temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos e turbidez. Em laboratório foram determinadas concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenados. Foram avaliados 34 métricas para possível inclusão no IBI. A seleção das métricas foi realizada segundo três critérios: (i) Variância (ii) Capacidade de resposta (iii) Redundância. As métricas remanescentes que compuseram o IBI foram os percentuais de espécies nativas, espécies endêmicas, espécies invasoras, espécies de piscívoros, espécies intolerantes e abundância de ciclídio es, characiformes. Ao longo do período de amostragens observou-se diminuição do IBI, nos sistemas da Bacia do Rio Paraíba, ou seja, diminuição da integridade biótica dos sistemas. Esses resultados foram corroborados quando correlacionado os valores do IBI com variáveis que descriminam a qualidade da água e status limnológico dos sistemas, especialmente, o fosforo total (r^2= -0,62; $p < 0,05$), a clorofila-*a* (r^2= -0,74; $p < 0,05$) e volume do reservatório (r^2= 0,33, $p < 0,05$). O IBI proposto apresentou-se como uma ferramenta eficiente para a avaliação ambiental de sistemas semiáridos. Os dados utilizados para aplicação do IBI consistiram de épocas secas e chuvosas, deste modo, o índice proposto pode ser utilizado independente do período hidrológico, contudo, novas aplicações são necessárias para consolidação do índice.

Palavras-Chave: Qualidade Ambiental; Rio Paraíba; Reservatórios

INTRODUÇÃO

Os reservatórios consistem em distúrbios complexos aos sistemas dulcícolas tanto a montante como a jusante das barragens dentro das redes de fluxo (COOPER *et al.,* 2016; POFF & ZIMMERMAN, 2010; WEBB *et al.*, 2013). A variabilidade temporal dos reservatórios é uma fonte permanente de oscilações complexas, com estados de organização transientes do ponto de vista hidrodinâmico, químico e biológico (TUNDISI et al. 2003). Deste modo, as represas incorporam, em seus componentes biológicos, além de populações e comunidades, as consequências dos impactos nas bacias hidrográficas e dos usos múltiplos da água (MATSUMURA-TUNDISI & TUNDISI, 2003).

A principal causa da perda da qualidade da água dos reservatórios está relacionada à eutrofização (Smith &Schindler, 2009; PROCURA MATERIAL CONCRUSO). A intensificação do processo de enriquecimento dos ecossistemas, principalmente por fósforo e nitrogênio, é conhecido como eutrofização cultural e tem como consequência não somente perda das qualidades cênicas como também o desencadeamento de uma cascata de efeitos ecológicos, os quais resultam em redução da biodiversidade aquática, principalmente de espécies nativas, a disseminação de espécies exóticas e crescimento intenso de organismos muitas vezes indesejáveis, como algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas (FERREIRA et al., 2005; SCHINDLER, 2006; SMITH et al. 2006; AGOSTINHO et al, 2007).

A assembleia de peixes em reservatórios é um resultado das espécies anteriormente presentes nos rios que o formaram e as espécies introduzidas após o represamento (FERNANDO E HOLČÍK, 1991; AGOSTINHO et al., 2007), no entanto, a assembleia de peixes responde às mudanças induzidas pela eutrofização como a disponibilidade de alimentos e mudanças na qualidade do habitat - depleção hipolimnética do oxigênio, aumento da turbidez e perda de plantas submersas que fornecem abrigo contra predação e oferecem alta abundância e diversidade de organismos de presas (POIKANE *et al,* 2017).

Diante das consequências da eutrofização sobre a qualidade e integridade dos ecossistemas, a busca por critérios que detectem os danos causados aos ambientes aquáticos é uma das alternativas ao monitoramento destes ecossistemas, contudo o uso de critérios físicos e químicos apesar por muito tempo terem sido utilizadas subestimam a real magnitude desses danos (KARR & CHU 1999), uma vez que, estas atuam de forma pontual e estática necessitando assim de um grande número de análises para a realização de um monitoramento temporal eficiente (METCALFE et al.,1989).

O uso de informações biológicas associado aos descritores físicos e químicos, tem se mostrado amplamente favorável na avaliação da qualidade do ambiente (HUGHES, 1995; FERREIRA & CASATTI, 2006). O lançamento da diretiva quadro da água europeia (WFD, 2000/60/CE) resgatou a necessidade de restaurar e manter não só a integridade química e física da água, mas também biológica dos ecossistemas, contudo, para alcançar tais objetivos faz-se necessário o desenvolvimento de ferramentas para a avaliação da integridade dos corpos aquáticos baseado em bioindicod baseados em comunidades bióticas (e.g. peixes, macroinvertebrados) para a avaliação da integridade dos ecossistemas aquáticos, vem sendo desenvolvidos como ferramentas efetivas de avaliação da qualidade ambiental (CARVALHO *et al.*, 2017). Dentre estas ferramentas destaca-se o IBI, Índice de Integridade Biótica o qual corrobora com os pressupostos das ferramentas de monitoramento por avaliar a capacidade do ambiente de suportar e manter uma comunidade de organismos balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização funcional comparável ao habitat natural para a região (KARR, 1981; KARR e DUDLEY, 1981).

Para a composição do IBI a comunidade de peixes apresenta numerosas vantagens como a disponibilidade de informações de um grande número de espécies, por incluírem uma variedade de níveis tróficos desde e origem aquática a terrestre, sua facilidade na identificação e situações críticas, como mortalidade de peixes que podem ser informadas pelo público em geral e chama a atenção para alterações nas condições de qualidade de água dos ambientes (KARR, 1981; ARAÚJO, 1998).

As propostas iniciais de avaliação com base no IBI foram propostas para rios sendo adaptados posteriormente para reservatórios e lagos (KARR, 1981, WHITTIER, 1999), uma vez que, reservatórios são conhecidos por sua heterogeneidade longitudinal caracterizada pela presença de compartimentos: lóticos perto dos afluentes, lênticos perto da barragem e transição entre esses sites (DANTAS et al., 2008; COSTA E DANTAS, 2011). Na região semiárida do nordeste do Brasil, esses ecossistemas são submetidos a secas prolongadas, altas temperaturas, uma taxa de evaporação que excede a precipitação anual e as baixas do nível da água, o que contribui para o processo de eutrofização o que determina uma necessidade de constante avaliação (BARBOSA *et al,* 2012; CHELLAPPA *et al*., 2008).

Diante da necessidade de um monitoramento da qualidade de água, objetivamos com este estudo adaptar e aplicar um índice de integridade biótica tendo como subsídio a utilização de atributos da estrutura e dinâmica da comunidade de peixes na Bacia do Rio Paraíba. Para isto, foi testada a hipóteses de que a comunidade de peixes se apresenta apta a compor o índice de integridade biótica, uma vez que, para critérios de formulação do índice atributos como

aumento na riqueza de espécies introduzidas, redução das espécies nativas e endêmicas e outros fatores que são facilmente identificados permitem a identificação de sistemas impactados e de baixa qualidade ambiental.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado em cinco reservatórios localizados na bacia hidrográfica do Rio Paraíba (Figura 1; Tabela 1), a qual distribui-se por uma área de 20.071,83 km^2, está situada entre as latitudes 6º51'31'' e 8º26'21'' S e as longitudes 34º48'35'' e 37º2'15" W. É a segunda maior bacia do Estado da Paraíba, sendo composta pela sub-bacia do rio Taperoá e Regiões do alto, médio e baixo Curso do rio Paraíba (Paraíba, 2007). A área está inserida na microrregião homogênea dos Cariris Velhos, denominada como região fisiográfica de Borborema Central. De acordo com a classificação de Köeppen, a região do Alto Paraíba possui clima do tipo BSwh', semiárido quente, com estação seca atingindo um período que compreende de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm. Em torno do município de Cabaceiras, a região classifica-se como semiárida de tipo desértico BSwh'. Trata-se da região menos chuvosa do Brasil com índice pluviométrico médio anual inferior a 300 mm (Paraíba, 2007).

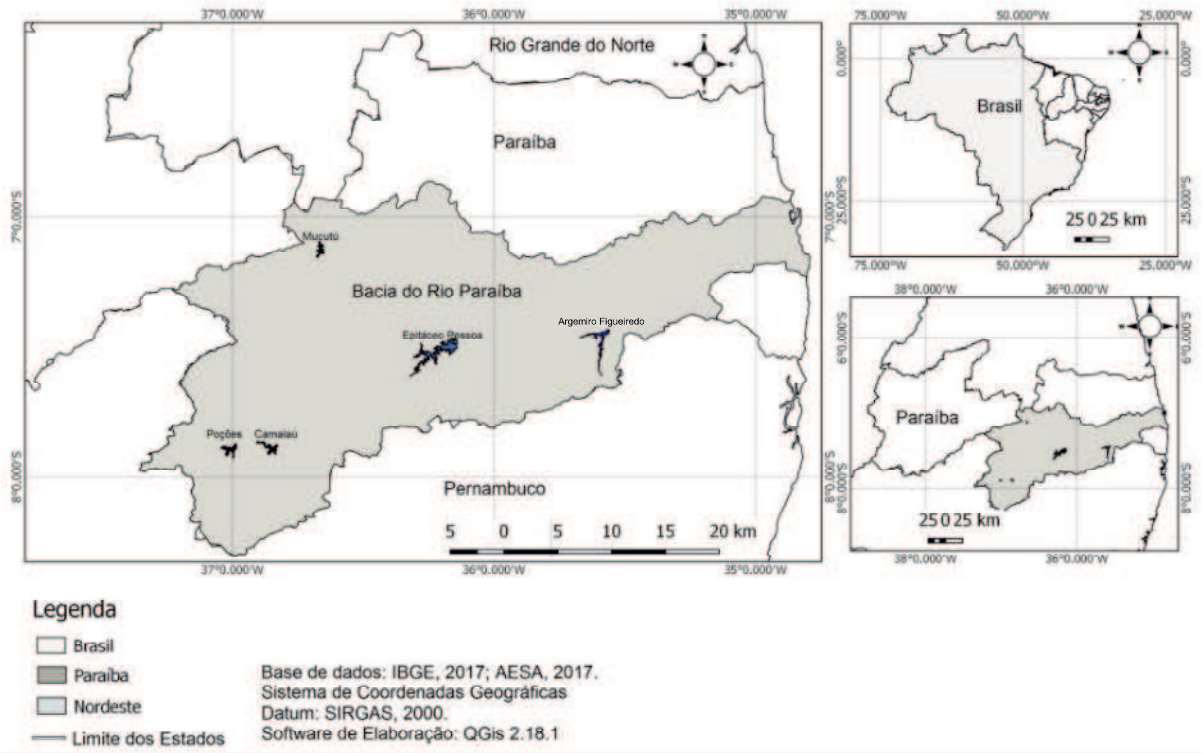

Figura 1. Reservatórios amostrados: Acauã (Argemiro de Figueiredo), Boqueirão (Epitácio pessoa), Poções, Camalaú e Mucutú localizados na bacia hidrográfica do rio Paraíba.

Tabela 1. Dados de caracterização dos reservatórios amostrados: Argemiro de Figueiredo (acauã), Epitácio Pessoa (Boqueirão), Poções, (AESA, 2012).

Reservatório	Poções	Camalaú	Mucutú	Epitácio Pessoa (Boqueirão)	Argemiro Figueiredo (Acauã)
Localização	7º53'38"S 37º0'30"W	7°53'33.94"S 36°50'39.16"W	7º7'7,8" S 36º39'2,3"W	7º29'20"S 36º17'3"W	7º27,5'3''S 35º35'52,6''W
Ano de Construção	2001	1990	2002	1982	1956
Capacidade (m^3)	29.861.562	48.107.240	25.370.000	411.686.287	253.000.000
Volume Médio (%)	4,8 ±0,9	9,7±1,9	1,7±0,8	5,8±1,7	9,1±2,4

Amostragem e métodos de análise

Foram realizadas amostragens bimestrais, na bacia do Rio Paraíba em 20 pontos amostrais distribuídos em 5 reservatórios no período de julho/2016 a março/2017 em quatro estações amostrais ao longo dos reservatórios sendo representado pela entrada do Rio e Barragem.

Para caracterização limnológica dos reservatórios foram medidos in situ: temperatura da água (ºC), pH, condutividade elétrica (µS.cm-1), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg.L-1), sólidos totais dissolvidos (g/L) utilizando sonda multi paramétrica (Horiba/ U-50)e transparência da água (disco de Secchi). Amostras de água para análises de nutrientes, foram coletadas na subsuperfície em cada estação de coleta, acondicionadas em garrafas de polietileno e resfriadas durante transporte ao laboratório. Em laboratório as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro GF/C para a determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4$), nitritos ($N\text{-}NO_2$), nitratos ($N\text{-}NO_3$), nitrogênio total (N_t), fósforo total (P_t) e fósforo solúvel reativo (SRP), de acordo com metodologias padronizadas descritas em "Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water" (APHA, 1998).

Comunidade de Peixes

Em cada amostragem foram aplicados três tipos diferentes de artes de amostragem: no utilizou-se as redes de arrasto de praia (10 e 20m de comprimento; 1,5m de altura e 5 e 12mm de malha), um conjunto de redes de espera (50m de comprimento e 1,5m de altura igualmente divididas em malhas de 35, 45 e 55mm) e uma rede de tarrafa (1m de diâmetro e 5 mm de malha). O esforço de captura foi semelhante entre os pontos amostrais, medindo em horas (método passivo), sendo o período de 12 horas para as redes de espera e replicas (método ativo), representado por 6 lançamentos de redes de arrasto e 15 lances da rede de tarrafa. Os espécimes foram mortos em uma solução anestésica de eugenol e depois fixados em 10% de formalina. Todas as amostragens foram transversais, desde as margens até as zonas mais profundas, permitindo, o que permite a identificação dos micros habitats relacionados às espécies capturadas, tendo sido a coleta nas margens amostradas através de rede de arrasto e tarrafa e a zonas mais profundas através das redes de espera. No laboratório, todos os peixes amostrados foram lavados em água, transferidos para 70% de álcool. Os dados merísticos e morfométricos envolvidos no processo de identificação foram avaliados segundo os métodos de Hubbs & Lagler (2006), bem como observar eventuais detecções de anomalias, tumores, deformações para utilização no IIB. A identificação foi realizada de acordo com a literatura especializada (KULLANDER, 1983; BRITSKI ET AL. 1984; VARI, 1989; CASTRO E VARI, 2004; RAMOS, 2012). A classificação taxonômica será efetuada conforme Eschmeyer (2015).

Para abundância de cada espécie foi considerado o número total de espécies capturadas e a abundancia relativa de cada espécie e na determinação da densidade de organismo por ponto amostral foi utilizado captura por unidade de esforço (CPUE), ou seja, o número total de indivíduos capturados divididos pela unidade de esforço (ou seja, as superfícies das redes multiplicadas pela duração da amostragem). Para caracterização da estrutura da comunidade foram determinados a riqueza de espécies (S), Índice de diversidade de Shannon -Wiener (H'), Índice de equidade de Pielou (J), Índice de dominancia de Simpson (D) os quais serão determinados usando o software R.

Índice de Integridade Biótica (IIB)

Métricas Biológicas Candidatas

Foram avaliados 34 métricas para possível inclusão no IBI, as quais foram categorizadas nos seguintes grupos: Composição e Riqueza de Espécies (1 a 8), Composição Trófica (9 a 18)

e Abundância de Peixes e Condição (19 a 34). Estas foram selecionadas a partir de estudos bibliográficos sendo escolhidas como candidatas as que apresentaram maior frequência nos artigos científicos (Anexo, Tabela 1). Para disposição nas métricas as espécies de peixe foram classificadas de acordo com o grupo trófico, posição na coluna de água, longevidade e tolerância aos distúrbios ambientais a partir de informações da literatura.

Seleção de Métricas

A seleção das métricas foi realizada segundo três critérios: (a) Variância - quando a amplitude de valores das métricas foi pequenas ou mais de 75% dos valores das métricas forem idênticas, entre as estações de amostragem, a métrica foi eliminada, visto que a pequena amplitude de variância não oferece condições para diferenciação dos locais (WHITTIER et al 2007); (b) Capacidade de resposta - as métricas remanescentes foram correlacionadas com variáveis físicas e químicas da água através de uma análise de redundância (RDA). As seleções dos eixos significativos na RDA foram realizadas utilizando um teste de Monte Carlo (9999 permutações) (BORCARD et al., 2011). Coeficientes de correlação de Pearson foram calculados entre cada umas das métricas e eixos significativos da RDA. Métricas não correlacionadas significativamente a nenhum os eixos ($p > 0,05$) foram excluídas por não responderem a nenhum dos gradientes ambientais observados nos reservatórios (c) Redundância - somente as métricas que não apresentaram informações redundantes foram incluídas no IBI. Nesta etapa foi construída uma matriz de correlação com os valores das métricas, sendo consideradas redundantes aquelas que apresentarem correlação de Pearson maior que 0,70. Neste caso foi excluída a métrica com menor resposta aos gradientes ambientais (menor correlação média com os eixos da RDA). Todas as análises referentes a seleção das métricas foi realizada no software R, com os pacotes Vegan (OKSANEN et al., 2013).

Pontuação & Validação do IBI

Devido a impossibilidade de se reconstituir a comunidade de referência baseada em dados históricos dos reservatórios estudado, devido a incipiência de informações históricas sobre distribuição e abundância de peixes (BOZZETTI & SCHULZ, 2004), necessidade imperativa para essa análise (Hughes et al., 1998), para avaliação do ambiente e a escolha de uma condição de referência para comparação dos scores dos locais de amostragem, foi criado uma referência hipotética.

Após a seleção das métricas, para formulação do IBI, todas foram padronizadas em uma escala comum e somadas para o índice final (STODDARD *et al.,* 2008). A pontuação mais alta medida foi considerada como a pontuação de referência, e cada métrica foi marcada em uma escala contínua de 1 a 10, como sugerido por Ganesan e Hughes (1998) e utilizado por Bozzetti e Schulz (2004) e Esteves e Alexandre (2011). Assim o valor de cada métrica para composição do índice foi calculado segundo a fórmula:

$$\text{Met: } (O/R) \times 10$$

onde a Met é o valor da métrica para compor o IBI O é o valor observado da métrica e R é o valor máximo observado da métrica. Quando o valor da métrica aumentar com a degradação, para normalização dos dados será utilizada a formula:

$$\text{Met}_{\text{nor}}\text{: } R/O$$

sendo o IBI calculado com a soma dos scores de cada métrica representando a integridades dos sistemas avaliados de acordo com a tabela 2. Quando o valor da métrica ultrapassou o valor 10, esses valores foram considerados superestimados, sendo reduzidos ao valor máximo de 10. No caso de métricas negativas, ou seja, que decrescem indicando boas condições ambientais, o valor zero deverá ser considerado 10.

Tabela 2. Classes de Pontuação (Score) do Índice de Integridade Biótica (IBI) adaptado de Araújo (1998).

CLASSE DE INTEGRIDADE BIÓTICA (SCORE)	ATRIBUTOS
LEVEMENTE IMPACTADO >50	Minimamente impactado, comparado a ambientes pristinos ou de baixa antrópica. Todas as espécies esperadas presentes, incluindo espécies raras, endêmica e mais intolerantes em suas mais variadas classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
MODERADO 30 - 50	Decréscimo na riqueza de espécies, em ênfase devido o desaparecimento dos organismos intolerantes; com uma distribuição irregular e com a estrutura trófica, redução das classes maiores tamanho e idade, predadores podendo ser raros e redução da densidade e biomassa de organismos evidenciando alguns sinais de estresse.
IMPACTADO 0 -30	Sinais de deterioração adicionais estrutura trófica mais alterada como a predominância de organismos generalistas, tolerantes e introduzidos, além do desaparecimento de carnívoros e aumento nas taxas de crescimento e surgimento de espécies com a presença de anomalias e/ou doentes.

Para validação do índice, foi utilizado 20 casos (25%) selecionados aleatoriamente do banco de dados coletados. Além deste, um conjunto de dados foi compilado partir de meta-análise de dados disponibilizados em bibliografias (meta-dados) para validação e aplicação do IBI em outros reservatórios do semiárido (Anexo, Tabela 4, 5 e 6)

Tratamento Estatístico dos Dados

Com o objetivo de resumir os padrões temporais na estrutura da comunidade de peixes foi realizada uma PCO (Análise de coordenadas principais) seguida de Permanova (ANDERSON & BRAAK, 2003), utilizando-se o software PRIMER-PERMANO VA 6 (CLARKE e GORLEY, 2006). Testamos a resposta geral do índice para o gradiente descrito correlacionando os escores do IBI com concentrações de fósforo e clorofila-a usando o coeficiente de correlação de Pearson.

RESULTADOS

Caracterização Limnológica

Em decorrência do efeito do fenômeno *El ninõ* todo o período de coleta foi caracterizado por seca, ocorrendo a diminuição do volume hídrico dos sistemas que compõem a bacia do rio Paraíba, com exceção para o reservatório de Poções e Camalaú que teve um aumento do volume em decorrência da conclusão da obra da Transposição do Rio São Francisco (Figura 2).

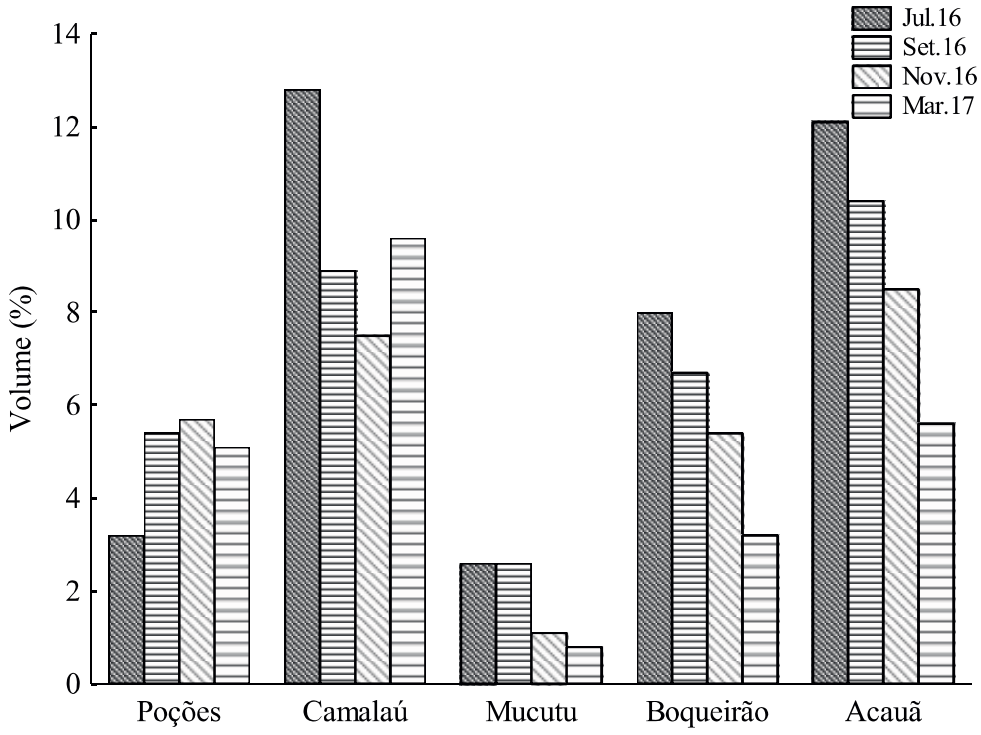

Figura 2. Variação do volume hídrico dos sistemas que compõem a bacia do Rio Paraíba no período de julho/2016 a março/2017.

As águas dos reservatórios apresentaram uma baixa variação na temperatura ao longo dos meses com valores médios variando entre 23 a 26ºC. Em decorrência do baixo volume hídrico dos sistemas estudados associados as condições habituais do semiárido todos os reservatórios apresentaram águas com características básicas e elevada carga de compostos dissolvidos na água, com destaque para o reservatório Mucutu, com valores médios de 16,8 mS/cm, concentrações de sólidos dissolvidos de 10,6 mg/L e altas cargas de nitrogênio total (Tabela 3). Caracterizados também pela diminuição da transparência da água e aumento da clorofila-*a* principalmente para o reservatório Acauã.

Tabela 3: Média e Desvio Padrão de variáveis limnológicas em cinco reservatórios da Bacia do Rio Paraíba no período de julho de 2016 a março de 2017.

Variáveis	Poções			Camalaú			Mucutú			Boqueirão			Acauã		
	Média		DP	Média		DP	Média		DP	Média		DP	Média		DP
Volume (%)	4,8	±	1,1	9,7	±	2,2	1,7	±	0,9	5,8	±	2	9,1	±	2,7
Transparência (m)	0,4	±	0,1	1,4	±	0,4	0,4	±	0,1	1,32	±	0,93	0,2	±	0,08
Temperatura (ºC)	23,7	±	2,0	23,5	±	1,6	24,0	±	1,70	24,8	±	1,4	26,4	±	1,8
pH	8,0	±	0,5	8,4	±	0,3	7,9	±	0,2	8,4	±	0,2	8,3	±	0,5
Condutividade Elétrica (mS/cm)	1,0	±	0,5	1,3	±	0,5	16,8	±	9,9	1,3	±	0,8	1,6	±	1
Turbidez (NTU)	155,3	±	134,0	48,7	±	19,2	111,7	±	50,2	61,1	±	63,1	303,9	±	301,7
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	7,3	±	1,8	7,5	±	1,9	6,6	±	1,8	11,3	±	2	8,8	±	2,6
Sólidos Totais Dissolvidos (g/L)	0,5	±	0,5	0,8	±	0,3	10,6	±	6,3	0,8	±	0,5	1	±	0,6
Salinidade	0,1	±	0,1	0,2	±	0,3	4,6	±	7,1	0,5	±	0,5	0,3	±	0,5
NT	752,2	±	248,2	717	±	251	1787	±	2419	506,7	±	149	1041,6	±	388,9
PT	332,0	±	206,0	87,6	±	52,8	183,6	±	124	69,50	±	38,2	284,2	±	367,2
PSR	238,63	±	201,1	103,00	±	176	192,38	±	520	34,67	±	29,9	124,6	±	110,8
NID	240,71	±	245,9	243,85	±	248	319,44	±	418	287,1	±	391	322,9	±	416,1
Clorofila	43,6	±	31,7	44,5	±	109,3	91,22	±	36,3	5,44	±	3,66	148,7	±	75,75

Comunidade de Peixes

Foram coletados 3041 indivíduos, pertencentes a 4 ordens, 12 famílias, 18 gêneros e 21 espécies (Anexo, Tabela 7) nos cinco sistemas estudados. A ordem com maior riqueza de espécies foi Characiformes com onze espécies (50%), seguido por Perciformes com oito espécies (40%), sendo cinco introduzidas ao ambiente (*Astronotus ocellatus, Cichla ocellaris, Oreochromis niloticus, Tilapia rendalli e Plagioscion squamosissimus*). Siluriformes e Cyprodontiformes foram representadas por apenas 1 espécie cada.

A família com maior riqueza de espécies foi Cichlidae (53,4%), com sete espécies, além de possuir a maior abundância de indivíduos entre três dos cinco reservatórios estudados ao longo dos meses (Figura 3). Entre as espécies que constituem a família, a espécies *Oreochromis niloticus* representou 50,3% dos indivíduos amostrados. Para os reservatórios de Boqueirão e Camalaú a família Characidae, apresentou uma maior abundância tendo como maior representante (53,5%) a espécie *Moenkhausia lepidura.*

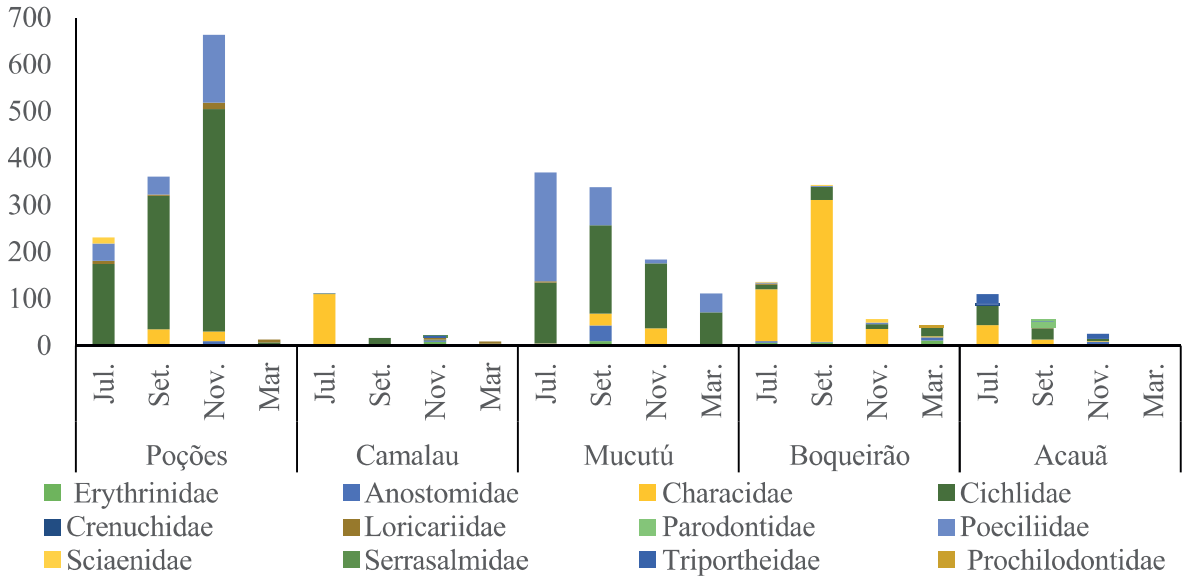

Figura 3. Abundância das famílias ao longo dos meses entre os reservatórios estudados.

A análise PCO da abundância da ictiofauna dos sistemas estudados, apresentou uma baixa segregação dos casos definidos, mostrando uma separação em dois grupos Camalaú/Boqueirão e Poções/Mucutú/Acauã, sendo a percentagem total de variação explicada pelos dois eixos de 38,2% (Figura 4). A análise da PERMANOVA mostrou a existência de diferenças para a abundância da ictiofauna entre os sistemas (PERMANOVA p=0,001, Pseudo-F=4,02; Tabela 4).

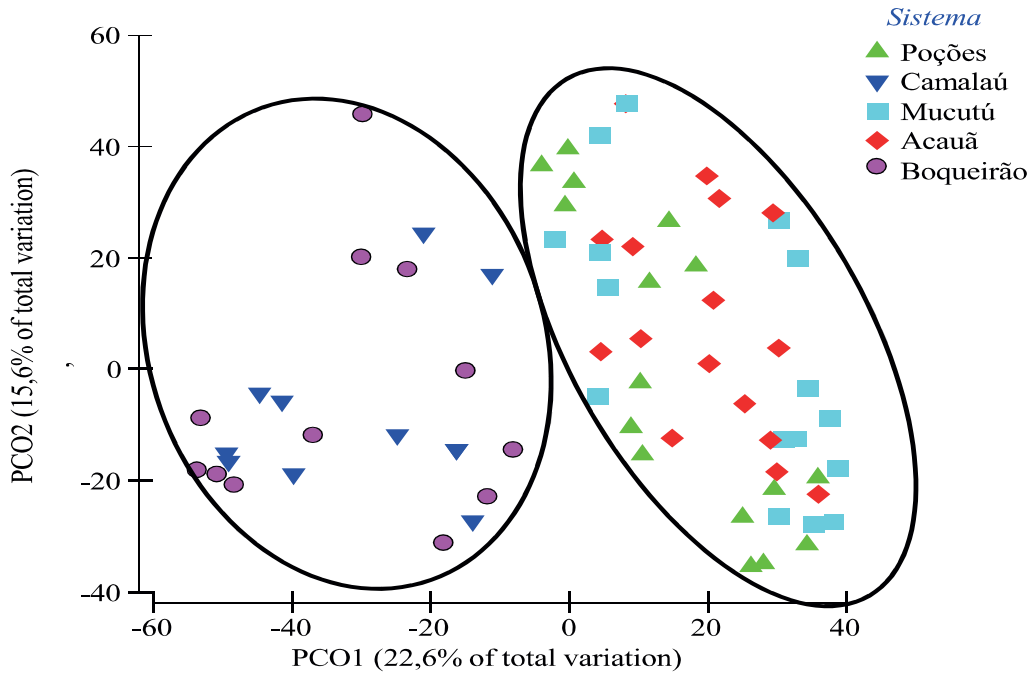

Figura 4. Análise de coordenas principais (PCO) dos níveis do fator sistemas e a abundância da ictiofauna.

Tabela 4. Resultado do Pairwise tests - PERMANOVA entre os níveis do factor Sistemas para a abundância da ictiofauna.

Grupos	t	P(perm)	Permutações únicas
Poções, Camalaú	1,5479	0,015	998
Poções, Mucutú	1,7568	0,015	998
Poções, Acauã	1,5334	0,017	999
Poções, Boqueirão	2,0995	0,002	999
Camalaú, Mucutú	2,675	0,001	999
Camalaú, Acauã	2,0182	0,001	998
Camalaú, Boqueirão	1,1149	0,264	998
Mucutú, Acauã	1,4678	0,045	998
Mucutú, Boqueirão	3,0844	0,001	998
Acauã, Boqueirão	2,4302	0,001	999

Índice de Integridade Biótica (IBI)

Para compor o IBI foram testadas 34 métricas candidatas (ANEXO, Tabela 1) baseadas na assembleia de peixes para reservatórios da bacia do Rio Paraíba. Foram testadas e selecionadas as métricas mais sensíveis em cada categoria (e.g.: Composição e riqueza de espécies, composição trófica e abundância e condição de peixes). Quando aplicado o primeiro critério de seleção das métricas, a variância, nenhuma das métricas foi eliminada (Figura 5).

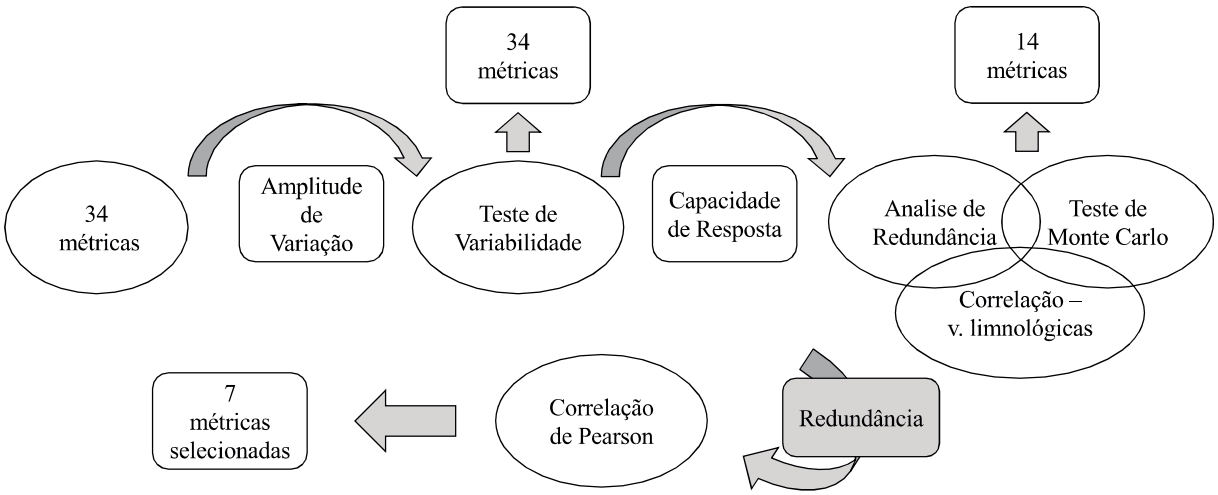

Figura 5. Processo de seleção das métricas para Índice de Integridade Biótica (IBI) para aplicação em sistemas no semiárido brasileiro.

A análise de redundância realizada considerando as variáveis limnológicas e as métricas, apresentaram 2 eixos significativos. Os coeficientes de correlação de Pearson entre as métricas e os eixos da RDA, apresentaram dezesseis valores significativos (ANEXO, Tabela 2) sendo selecionadas nesta etapa as métricas: espécies nativas, espécies endêmicas, espécies invasoras, espécies carnívoras, espécies de piscívoros, espécies herbívoras, espécies detritívoras, espécies onívoras, biomassa, espécies intolerantes, espécies tolerantes, abundância total e abundância de ciclídio e characiformes.

As métricas selecionadas foram testadas quanto a redundância (ANEXO, Tabela 3), sendo eliminadas as métricas as quais apresentaram correlações maiores que 0,7. As métricas remanescentes que compuseram o IBI foram: espécies nativas, espécies endêmicas, espécies invasoras, abundância ciclídios, abundância de characiformes, espécies piscívoras e espécies intolerantes.

Validação e Aplicação do IBI

A aplicação do Índice de Integridade Biótica (IBI) para os reservatórios da Bacia do Rio Paraíba variaram de 1 a 50 sendo os reservatórios classificados como moderadamente impactados (Camalaú e Boqueirão) e impactado (Poções, Mucutú e Acauã). Ao longo do período de amostagens observou-se diminuição do IBI, ou seja, diminuição da integridade biótica dos sistemas, contudo, em março/2017, com entrada de águas da transposição do rio São Francisco observou-se um aumento no valor do IBI para o reservatório Poções, no entanto, este ainda se apresentou como impactado (Figura 6). Esses resultados são corroborados quando correlacionado os valores do IBI com variáveis que descriminam a qualidade da água e status limnológico dos sistemas, especialmente o fosforo total (r^2= -0,62; $p < 0,05$), clorofila-*a* (r^2= -0,74; $p < 0,05$) e volume do reservatório (r^2= 0,33, $p < 0,05$).

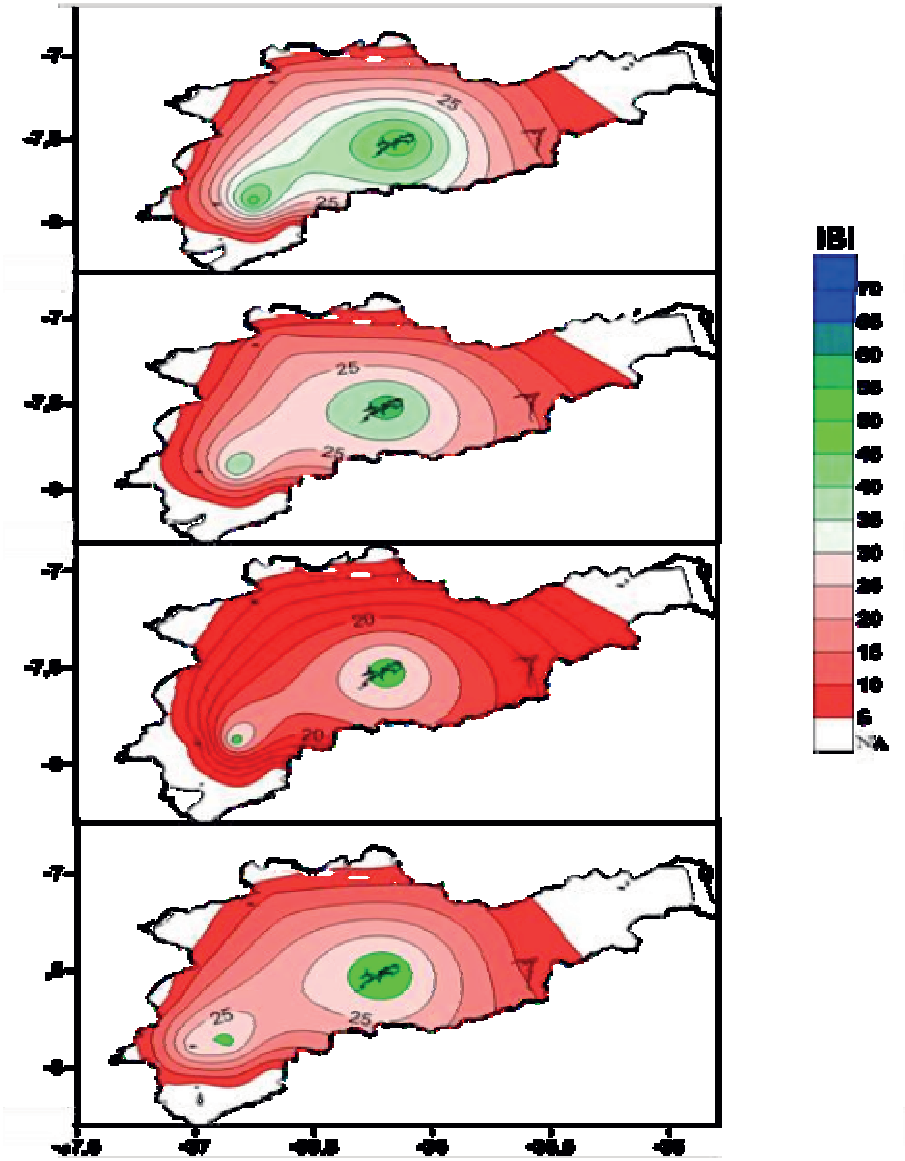

Figura 6. Distribuição do Índice de Integridade Biótica (IBI) na bacia do rio Paraíba no período de julho/2016 a março/2017.

O IBI foi aplicado ao reservatório Taperoá II, com dados referentes ao monitoramento de outubro de 2005 a outubro de 2006 (MONTENEGRO *et al.*, 2012). O IBI apresentou valores variando de 43 e 53 para o período de seca, sendo considerados moderados e levemente impactados e 35 para o período chuvoso, o que caracteriza os reservatórios moderadamente impactado. Quando aplicado ao reservatório Santa Cruz (NOVAS et al., 2014), o IBI variou entre 38 e 42 para a época seca e 42 a 47 para a época chuvosa, o que caracteriza o reservatório como moderadamente impactado, contudo este perdeu qualidade ao longo do período de amostragem (tabela 6). Utilizando meta-dados descritos em Ramírez-Herrejó *et al.*, (2012) para três reservatórios localizados na região árida do México, o IBI variou de 40 a 51 (Tabela 5), entre os anos de 2006 e 2007, sendo os reservatórios classificados como moderadamente impactados e levemente impactados.

Tabela 5. Scores do IBI para reservatórios localizados no semiárido em épocas de seca e chuva.

Reservatório	Bacia Hidrográfica	Época de Coleta	IBI	Referência
Aç. Taperoá II	Rio Taperoá	Outubro/2005 (seca)	43	Montenegro et al., 2012
Aç. Taperoá II	Rio Taperoá	Dezembro/2005 (seca)	54	Montenegro et al., 2012
Aç. Taperoá II	Rio Taperoá	Março/2006 (chuva)	35	Montenegro et al., 2012
Aç. Taperoá II	Rio Taperoá	Junho/2006 (chuva)	35	Montenegro et al., 2012
Aç. Taperoá II	Rio Taperoá	Agosto/2006 (chuva)	52	Montenegro et al., 2012
Aç. Taperoá II	Rio Taperoá	Outubro/2006 (chuva)	51	Montenegro et al., 2012
Santa Cruz	Rio Apodi	Período Chuvoso 2010	47	Novaes et al., 2014
Santa Cruz	Rio Apodi	Período Seco 2010	41	Novaes et al., 2014
Santa Cruz	Rio Apodi	Período Chuvoso 2011	38	Novaes et al., 2014
Santa Cruz	Rio Apodi	Período Seco 2011	42	Novaes et al., 2014
Sistema Tajero	Rio Angulo	2006	51	Ramírez-Herrejón et al., 2012
Sistema Tajero	Rio Angulo	2007	54	Ramírez-Herrejón et al., 2012
Laguna Zacapu	Rio Angulo	2006	39	Ramírez-Herrejón et al., 2012
Laguna Zacapu	Rio Angulo	2007	34	Ramírez-Herrejón et al., 2012
La Angostura	Rio Angulo	2006	52	Ramírez-Herrejón et al., 2012
La Angostura	Rio Angulo	2007	40	Ramírez-Herrejón et al., 2012

DISCUSSÃO

O presente estudo demonstrou que a proposição do IBI com base na comunidade peixes possibilitou avaliação da condição atual dos reservatórios do semiárido, sendo este considerado uma ferramenta eficiente para o monitoramento de ambientes aquáticos do semiárido, a exemplo dos índices já propostos para América do Norte, (SIMON & LYONS, 1994; ANGERMEIER et al., 2000) Europa (OBERDORFF et al., 2000) e outras regiões do Brasil (PETESSE et al., 2007; VILLA & CARAMASCHI, 2008; PETESSE & PETESSE Jr, 2012; REIS *et al.,* 2017).

Nosso IBI para análise dos reservatórios do semiárido incluíram sete métricas (espécies nativas, espécies endêmicas, espécies invasoras, abundância ciclídios, abundância de characiformes, espécies piscívoras, espécies intolerantes) abrangendo informações sobre riqueza e composição, tolerância, dominância e características biológicas. Destas, apenas as métricas % Espécies endêmicas e Abundância de characiformes não foram utilizadas por Pauler (2017),Whittier (2007), Bramblett (2005), Toham (1999) e Hugueny (1996), uma vez que, poucos são os índices formulados para avaliação de sistemas do semiárido, sejam lênticos ou lóticos. No entanto, as diferenças de métricas entre nossos IBI e os outros foram função de diferentes áreas de estudo (incluindo biogeografia), tamanho da amostra, tamanho do sistema e processo de seleção de métricas.

A métrica % espécies endêmicas foi proposta uma vez que, devido a fatores climático e o regime hidrológico instável, a ictiofauna dulcícola do semiárido apresenta uma alta adaptação e resistência a tais condições de forma que se tornam endêmica destas regiões (LUNDBERG *et al*., 1998; ROSA *et al*, 2005).

Já a métrica abundância de Characiformes pode ser associada a ambientes menos perturbados, esta métrica substituiu a métrico "número de espécies sunfish", proposta por Karr (1981) na qual avalia a coluna d´água. Uma vez que, para ambientes tropicais espécies de Characiformes são amplamente distribuídas, caracterizados por procurarem alimento visualmente e são capazes de grandes e pequenos deslocamentos (PETESSE, 2006).

As demais métricas mantiveram-se dentro do padrão de proposta do IBI's dos demais autores, como métricas relacionadas à tolerância apresentaram respostas claras a diminuição da qualidade da água. A maioria dos índices desenvolvidos para sistemas lênticos incluem alguma medida de dominância de espécies e espécies tolerantes e/ou intolerantes para avaliar o estado do sistema (BELPAIRE *et al*., 2000; DRAKE E PEREIRA, 2002; SIMON E LYONS, 1995).

Para reservatórios o uso de métricas da composição tróficas parecem estar correlacionadas a alterações ambientais, tornando assim a ictiofauna um forte indicador de

processos como de eutrofização, uma vez que, promove uma diminuição das espécies piscívoras e um aumento nas espécies onívoras/planctívoro (LAUNOIS *et al.,* 2011), como foi possível observar na correlação dos valores do nosso IBI com as variáveis clorofila-*a* e fosforo total sendo que os insumos de nutrientes podem ser considerados os principais impulsionadores devido a transferência de produtividade primária das macrófitas para fitoplâncton (LEACH *et al*., 1977).

Outras duas métricas que correspondem a degradação do ambiente são: % espécies invasoras e abundância de ciclídios. As espécies invasoras fornecem informações sobre a sensibilidade das espécies de peixes à degradação ambiental (SHINN, 2000), devido à competição por alimentação, abrigo e a disseminação de parasitos está entre as principais causas de extinção de espécies levando a perdas irreversíveis dos recursos naturais (AGOSTINHO *et al*, 1999; HOWARD, 2002).

A exemplo de grupos de organismo invasores os ciclídios são destaque para as regiões semiáridas por serem peixes facilmente adaptáveis, territorialista e resistentes, com predileção por ambientes lênticos sendo utilizados como indicadores de qualidade ambiental, isto devido a seu comportamento de forrageamento que promove um efeito de cascata trófica ao retirar eficientemente o zooplâncton favorecendo o aumento da comunidade fitoplanctônica reduzindo assim a potabilidade da água (FATTORI *et al.*, 1997; LEVIS *et al,* 2013).

Os resultados obtidos com a validação e aplicação do índice corroboram com a qualidade ambiental dos sistemas estudados. Thornton & Rast (1989, 1993) relataram que reservatórios de zonas semiáridas respondem diferentemente à eutrofização quando comparados com lagos de zonas úmidas, deste modo, estes autores propuseram que concentrações superiores a 60 $\mu g\ l^{-1}$ de fósforo total e 12 $\mu g\ l^{-1}$ de clorofila-a são indicativas de um estado eutrófico em reservatórios de zonas semiáridas, pois nesses ambientes a biomassa de algas seria mais limitada por luz do que por fósforo. Assim, utilizando os critérios de Thornton & Rast podemos considerar o Açude Taperoá II como oligo-mesótrofico para épocas secas, visto que aprestam concentrações médias de fósforo entre 10 e 23µg/L e clorofila entre 2 e 11µg/L(Nery et al., submetido). Para o período chuvoso de 2006, as concentrações de fósforo para este reservatório variaram de 28 a 36µg/L e clorofila de 6 a 10µg/L sendo considerados mesotróficos (Nery *et al*., submetido) corroborando as características apontadas pelo IBI.

Segundo Silva (2013) que estudou características limnológicas do reservatório Santa Cruz, para o período de seca e chuva entre 2011 e 2012, este pode ser considerado mesotrófico, o que ratifica os resultados apontados pelo IBI. O IBI também apresentou sucesso quando

aplicado aos sistemas da Bacia do Rio Angu, México. Segundo Ramírez-Herrejón et al., (2012) os sistemas apesentam integridade boa e moderada, similiar ao observado em nosso estudo.

Assim, o IBI proposto apresentou-se como uma ferramenta eficiente para a avaliação ambiental de sistemas semiáridos, uma vez que ao ser aplicado para reservatórios além da Bacia do Rio Paraíba obtivemos resultados que correspondem a qualidade ambiental descrita para os sistemas. Vale salientar que os dados utilizados para aplicação do IBI consistiram de épocas secas e chuvosas, deste modo, o índice proposto pode ser utilizado independente do período hidrológico, no entanto, novas aplicações são necessárias para consolidação do índice.

REFERÊNCIAS

AB' SABER, A. N. 2003. Os domínios da natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo, Ateliê Editorial, 159p.

AESA –Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. 2006. Relatório Final Consolidado do PERH-PB.

AESA, Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. 2010. Comitê do Rio Paraíba.

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; Bini, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M. & SUZUKI, H. I. 1999. Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging. Pp. 227-265. In: TUNDISI, J.G. & STRASKRABA, M. (Eds.). Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, International Institute of Ecology, 558p.

AGOSTINHO, AA., GOMES, LC., and PELICICE, FM., 2007. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: Eduem. 501 p.

ALMEIDA, A.R.G.; SOARES, L.H.; EUFRÁZIO, M.M. 1995. Lagoa do Piató: fragmentos ecológicos. In: T. Q. ARANHA (ed). Sesquencentenário da Cidade de Assu, 1845-1995, Natal-RN: Dept. Estadual de Imprensa, p. 165-172.

ANGERMEIER, P. L., R. A. SMOGOR, and J. R. Stauffer. 2000. Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in Mid-Atlantic Highland streams. Transactions of the American Fisheries Society 129:962–981.

ANDERSON, M.J. & TER BRAAK, C.J.F. 2003. Permutation tests for multi-factorial analysis of variance. Journal of Statistical Computation and Simulation 73: 85-113.

APHA .1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC

ARAÚJO, F. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. Revista Brasileira Biologia, 58(4): 547-558.

BARBOSA JEL, MEDEIROS ESF, BRASIL J, CORDEIRO RS, CRISPIM MCB, SILVA GHG. 2012. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. Acta Limnologica Brasiliensia 24(1): 103-118.

BITAR, O.Y & ORTEGA, R.D. 1998. Gestão Ambiental. In: OLIVEIRA, A.M.S. & BRITO, S.N.A. (Eds.). Geologia de Engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), p.499-508.

BORCARD, D., GILLET, F., LEGENDRE, P. 2011. Numerical ecology with R. Springer, New York.

BORGES, P. A. F., C. L. RODRIGUES, T. A. PAGIORO & S. TRAIN, 2003. Spatial variation of phytoplankton and some abiotic variables in the Pirapo´ River—PR (Brazil) in August 1999: a preliminary study. Acta Scientiarium 25: 1–8.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M. & MOURA, A. 2000. Occurence of Cylindrospermopsis (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. Aquatic Microbial Ecology 23:13-27.

BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.W. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. Hydrobiologia 529:133–144. doi:10.1007/s10750-0045738-6

BRITSKI, H.A., Y. SATO AND A.B.S. ROSA. 1984. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chave de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília: Câmara dos Deputados, Codevasf, Divisão de Piscicultura e Pesca.

CASTRO, R.M.C., AND VARI R.P. 2004. Detritivores of the South American Fish Family Prochilodontidae (Teleostei: Ostariophysi: Characiformes): A Phylogenetic and Revisionary Study. Smithsonian Contributions to Zoology, number 622, 189 pg.

CHELLAPPA, N.T., CHELLAPPA, S.L., CHELLAPPA, S. 2008. Harmful phytoplankton blooms and fish mortality in a eutrophicated reservoir of Northeast Brazil. Braz. Arch. Biol. Technol. 51, 833e841.

CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. 2006. PRIMERv6: User manual/tutorial. Plymouth: PRIMER-E. 189P.

COOPER, A.R., INFANTE, D.M., WEHRLY, K.E., WANG, L., BRENDEN, T.O., 2016. Identifying indicators and quantifying large-scale effects of dams on fishes. Ecol. Indic. 61, 646–657

COSTA, D.F., DANTAS, E.W., 2011. Diversity of phytoplankton community in diferente urban aquatic ecosystems in metropolitan Joao Pessoa, state of Paraíba, Brazil. Acta Limnol. Bras. 23, 394e405.

COSTA, I.A.; AZEVEDO, S.M.F.O; SENNA, P.A.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. & CHELLAPPA, N.T. 2006. Occurrence of toxin-producing cyanobacterial blooms in a Brazilian semiarid reservoir. Brazilian Journal of Biology 66: 211-219.

CUNICO, A. ALLAN, J. D.; AGOSTINHO, Angelo. Functional convergence of fish assemblage in urban streams of Brazil and the United States. Ecological Indicators. v.11, p.1354-1359, 2011.

DANTAS, Ê. W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. D. C.; MOURA, A. D. M. 2012. Dynamics of phytoplankton in three reservoirs in northeastern Brazil assessed using Reynolds theory. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters, 42(1), 72-80.

DANTAS, E.W., Moura, A.N., BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C., NETO, J.D.T.A., CALVACANTE, A.D.C., 2008. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. Acta Bot. Bras. 22, 970e982.

ESCHMEYER, W. N. 2015. Catalog of fishes: genera, species, references. California, California Academy of Sciences. Online version. Available from: http://researcharchive. calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp.

ESTEVES, K. E. & ALEXANDRE, C. V. 2011. Development of an Index of Biotic Integrity Based on Fish Communities to Assess the Effects of Rural and Urban Land Use on a Stream in Southeastern Brazil. Internacional Review of Hydrobiology, Londres, 93(3): 296-317

EUROPEAN COMMUNITIES. The European Water Framework Directive (WFD). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy, 2000.

FATTORI, A.C; BENARDO, F.O. & FOGAÇA, S.V. 1997. Estudo da ictiofauna de duas lagoas no Jardim Sandra, Município de Sorocaba – SP. Resumos do XII Encontro Brasileiro de Ictiologia. São Paulo. p.142.

FELIPE, T.; SUÁREZ, Y.R. Influência dos fatores ambientais nas comunidades de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, alto rio Paraná.Biota Neotropica.v.10, n.2, p.143-151, 2010.

FERNANDO, C.H. & HOLČÍK, J. 1982. The nature of fish communities: A factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs. Hydrobiologia, 97: 127.

FERRAREZE, M., CASATTI, L. & NOGUEIRA, M.G. 2014. Spatial heterogeneity affecting fish fauna in cascade reservoirs of the Upper Paraná Basin, Brazil. Hydrobiologia, 738: 97.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. Biota Neotropica. 6(3).

FERREIRA, R.A.R.; CAVENAGHI, A.L.; VALINI, E.D.; CORRÊA, M.R.; NEGRISOLI, E.; BRAVIN, L.F.N., TRINDADE, M.L.B.; PADILHA, F.S. 2005 Monitoramento de fitoplâncton e microcistina no reservatório da UHE Americana. Planta Daninha, Viçosa, 23(2): 203-214

GANASAN, V & HUGHES, R. M. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. Freshw Biol 40:367–383. doi:10.1046/j.1365-2427.1998.00347.

HOCUTT, C. H.; JOHNSON, P. N.; HAY, C. & VANZYL, B. J. 1994. Biological basis of water qualaty assessment: the Kavango River, Nambia. Revue Hydrobiologique Tropicale, 27 (4): 361-384.

HOWARD, G. W., 2002. Invasive Species in Water-Dependent Ecosystems World Fish Center Use of Genetically Improved and Alien Species for Aquaculture and Conservation of Aquatic Biodiversity in Africa, IUCN—The World Conservation Union Eastern Africa Regional Programme, Nairobi, Kenya [available on internet at http://www.worldfishcenter.org/Pubs/alien_species/pdf/04.pdf,http://www.fishbase.com/Summary/SpeciesSummary.php]. Retrieved on 06-03-2007

HUBBS, C.L.; LAGLER K.F. 2006. Fishes of the Great Lakes region. Ann Arbor: University of Michigan Press. p.1-213.

KARR, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6(6): 21–27.

KARR, J.R. & DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. Environ. Manage. 5:55-68

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R. & SCHLOSSER, I. J. 1986. Assessment of biological integrity in running water: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign, Illinois, USA, 28 pp.

KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press, Washington DC

KULLANDER, S.O. 1983. A revision of the South American cichlid genus Cichlasoma (Teleostei: Ciclidae). Swedish Mus. Natur. Hist., Sweden. 296p.

LEVIS, C.; RAMOS, T. P. A.; LIMA, S. M. Q. 2013. A disputa desigual entre os peixes nativos e exóticos do semiárido. EDUFRN, Natal, 76p.

LOBO, E.A; CALLEGARO, V.L.M; BENDER, E.P. 2007. Utilização de algas diatomáceas epiliticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Edunisc,

METCALFE, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running water based on macroinvertebrte communities: history and present status in Europe. Environmental Pollution, 60:101-139.

MONTENEGRO, A. K. A.; TORELLI, J. E. R.; CRISPIM, M. C.; HERNÁNDEZ, M. I. M. and MEDEIROS, A. M. A. 2012. Ichthyofauna diversity of Taperoá II reservoir, semi-arid region of Paraíba, Brazil. Braz. J. Biol. 72: 113-120.

NERY, J F; BARBOSA, JEL, TRAIN. S. 2017. Efects of El Niño e La Niña events on phytoplankton community structure in shallow reservoir in tropic semiarid region - Brazil. Submetido a Ecological Indicators.

NOVAES, J. L. C.; MOREIRA, S.I.L.; FREIRE, C.E.C; SOUSA, M.M.O.; COSTA, R.S. 2014. Fish assemblage in a semi-arid Neotropical reservoir: composition, structure and patterns of diversity and abundance. Brazilian Journal of Biology, 74(2), 290-301.

OBERDORFF, T., D. PONT, B. HUGUENY, and J.-P. PORCHERS. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of ‘‘river health’’ in France. Freshwater Biology 47:1720–1734

POFF, J. K. H.; ZIMMERMAN. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. Freshwat. Biol. 55:194-205.

RAMÍREZ- HERREJÓN, J. P.; SILVA, N. M.; NAVA, M. M., DOMINGUEZ, O. D. 2012. Validación de dos índices biológicos de integridad (IBI) en la subcuenca del río Angulo en el centro de México. Rev. Biol. Trop. 60 (4): 1669-1685.

RAMOS, T. P. A. Ictiofauna de Água Doce da Bacia do Rio Parnaíba. 2012. UnpublishedPh.D. Dissertation. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.215p.

CARVALHO, D. R.; LEALA, C. G.; JUNQUEIRA, N. T.; CASTRO, M. A.; FAGUNDES, D. C.; ALVES, C. B. M.; HUGHESD, R. M.; POMPEU, P. S. 2017. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. Ecological Indicators. 77: 386-396.

SCHINDLER, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. Limnol. Oceanogr. 51: 356–363

SHINN, R. C., 2000. Fish IBI Summary Report 2000. Department of Environmental Protection, Division of Watershed Management, New Jersey, USA.

SIMON, T.P., LYONS, J., 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In: Davies, W.S., Simon, T.P. (Eds.), Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 245–262.

SMITH, J.L., HANEY, J.F. 2006. Foodweb transfer, accumulation and depuration of microcystins, a cyanobacterial toxin, in pumpkinseed sunfish (Lepomis gibbo-sus). Toxicon 48 (5), 580–589.

SOARES, M. G. M.; COSTA, E. L.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; ANJOS, H. D. B.; YAMAMOTO, K. C.; FREITAS, C. E. C. 2007. Peixes de lagos do médio rio Solimões. Editora EDUA, Manaus.

TOHAM, A. K. G. & G. TEUGELS, 1999. First data on an index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. Hydrobiologia 397: 29–38

THORNTON J.A. & W. Rast. 1989. **Preliminary observations on nutrient enrichment of semi-arid, manmade lakes in the Northern and Southern Hemispheres**. Lake and Reservoir Management 5: 59-66.

THORNTON J.A. & W. Rast. 1993. **A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes**. In: M. Straskrabra, J.G.Tundisi & A. Duncan (eds.), 1993. Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Kluwer Academic Publishers. 1-24

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. and TUNDISI, J. E. M. 2008. Reservoirs and human well being: new challenges for evaluating impacts and benefits in the neotropics. Brazilian Journal of Biology,68: 1133-1135.

VARI, R.P. 1989. Systematics of the Neotropical Characiform genus Psectrogaster Eigenmann and Eigenmann (Pisces, Characiformes). Smithson. Contr. Zool. 481: 1-41.

WHITTIER T. R.2007. A structured approach for developing índices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the Western USA. T Am Fish Soc 136:718–735.

ANEXO

Tabela 1. Descrição das métricas candidatas ao Índice de Integridade Biótica (IBI) nos reservatórios da Bacia do Rio Paraíba.

CATEGORIAS E ATRIBUTOS	INTENÇÃO DO ATRIBUTO	REPOSTA A DEGRADAÇÃO	REFERÊNCIAS
Composição e riqueza de espécies			
1. Riqueza de Espécies	Representa do número total de espécies dos locais amostrados, de forma que, riqueza de espécies diminui com aumento da degradação ambiental, antrópica ou natural.	Diminui	Hugueny et al. 1996; Araújo, 1998; Tohan & Teugels, 1999; Bozzetti & Schulz, 2004; Rodrigues-Olarte et al 2006; Pinto et al., 2006; Petesse *et al.,* 2007 Rodrigues-Olarte et al 2007.
2. Riqueza de Espécies Nativas	Avalia a da degradação ambiental, antrópica ou natural, assumindo que a riqueza de espécies diminui com aumento da degradação. Além de eliminar a influência de espécies não nativas que tende a ocorre nestes tipos de ambientes.	Diminui	Hocutt et al. 1994; Lyons et al. 1995; Hay et al. 1996; Ganasan & Huges, 1998; Araújo et al, 2003; Ferreira & Casatti, 2006; Pinto et al., 2006; Magalhães et al., 2008.
3. Riqueza de Espécies Endêmicas	Propicia a avaliação ambiental consistente uma vez que, riqueza de espécies diminui com aumento da degradação, sendo espécies endêmicas muitas vezes as mais sensíveis.	Diminui	Ferreira & Casatti, 2006; Pinto et al., 2006.
4. Riqueza de Espécies Exóticas	Sendo, os sistemas semiáridos alvos de introdução de espécies e está um forte preditor de alteração ambiental, devido a sua alta capacidade de resistência e competição, torna-se uma métrica consistente na avalição do ambiente.	Aumenta	
5. Abundância relativa	Proporciona uma homogeneização dos dados entre os pontos de amostragem.	Diminui	Hocutt et al. 1994.
6. Nª de indivíduos de Cichlidae	Pretende-se utilizar-se esta métrica devido seu caráter como um indicador		Hocutt et al. 1994; Hugueny et al., 1996 Petesse *et al.,* 2007.

	da degradação dos ambientes litorais do reservatório, áreas que as espécies utilizam para reprodução e construção de ninhos.	Diminui	
7. Nª de indivíduos de Characiformes	Pretende-se utilizar-se esta métrica devido o grupo em destaque utilizarem da coluna d'água, orientando-se pela busca de alimento e sua capacidade de colonizar uma ampla variedade de habitat, possibilitando uma maior presença em ambientes impactados.	Diminui	Araújo, 1998; Araújo et al., 2003; Ferreira & Casatti, 2006; Pinto et al., 2006; Pinto & Araújo, 2007.
8. Nª de indivíduos de Siluriformes	Pretende-se utilizar-se esta métrica devido o grupo em destaque apresentar sensibilidade a alteração de hábitos bentônico ocorrido pelos impactos causados no reservatório.	Diminui	Hugueny et al. 1996; Araújo, 1998; Toham & Teugels, 1999; Araújo et al., 2003; Ferreira & Casatti, 2006; Pinto et al., 2006; Pinto & Araújo, 2007.
Composição Trófica			
9. % de indivíduos carnívoras	Pretende-se utilizar-se esta métrica devido espécies carnívoros diminuírem de níveis moderados a graves níveis de degradação.	Diminui	Toham & Teugels, 1999; Bozzetti & Schulz, 2004.
10. Riqueza de espécies carnívoras	Pretende-se utilizar-se esta métrica devido espécies carnívoros diminuírem de níveis moderados a graves níveis de degradação.	Diminui	Toham & Teugels, 1999; Bozzetti & Schulz, 2004.
11. % de indivíduos onívoras	Pretende-se utilizar-se esta métrica devido este grupo de organismos serem predominantes em ambientes desestruturados, uma vez que, apresentam comportamento oportunistas-generalista sobressaindo-se em situações nas quais a cadeia alimentar e simplificada	Aumenta	Karr, 1981; Lyons et al, 1995; Araújo, 1998; Ganasan & Huges, 1998; Toham & Teugels 1999; Pinto et al., 2006; Rodríguez-Olarte et al., 2006; Petesse *et al.,* 2007;. Zhu & Chang, 2008.
12. Riqueza de espécies onívoras	Pretende-se utilizar-se esta métrica devido este grupo de organismos serem	Aumentar	Karr, 1981; Lyons et al, 1995; Araújo, 1998; Ganasan & Huges, 1998; Toham & Teugels 1999;

	predominantes em ambientes desestruturados.		Pinto et al., 2006; Rodríguez-Olarte et al., 2006; Petesse *et al.,* 2007;. Zhu & Chang, 2008
13. % de indivíduos piscívoros	Pretende-se utiliza-la esta métrica devido as espécies piscívoras se encontrarem no topo da cadeia alimentar com sua abundancia representativa em sistemas íntegros com uma estrutura trófica bem diversificada.	Diminui	Karr, 1981.
14. Riqueza de espécies piscívoras	Pretende-se utiliza-la esta métrica devido as espécies piscívoras se encontrarem no topo da cadeia alimentar com sua abundancia representativa em sistemas íntegros com uma estrutura trófica bem diversificada.	Diminui	Karr, 1981
15. % de espécies herbívoros	Pretende-se utilizar esta métrica devido a avaliação do desaparecimento de espécies com dieta especialista e sensíveis a degradação dos habitats.	Diminui	Hocutt et al., 1994; Ganasan & Huges, 1998; Araújo *et al.,* 2003; Petesse *et al.,* 2007a.
16. Riqueza de espécies herbívoras	Pretende-se utilizar esta métrica devido a avaliação do desaparecimento de espécies com dieta especialista e sensíveis a degradação dos habitats.	Diminui	Hocutt et al., 1994; Ganasan & Huges, 1998; Araújo *et al.,* 2003; Petesse *et al.,* 2007a.
17. % de espécies detritívoras	Pretende-se utilizar desta métrica devido a avaliação do aumento da taxa de sedimentação que se acentua pelo envelhecimento dos reservatórios.	Diminui	Petesse. & Petrere Jr, 2012
18. Riqueza de espécies detritívoras			
Abundância de Peixes e Condição			
19. % de indivíduos Exóticas	Pretende-se utilizar esta métrica devido a influência de espécies introduzidas sobre a assembleia podendo promover competição, predação, introdução de patógenos ou parasitos ou, indiretamente, pela alteração dos	Aumenta	Lyons et al., 1995; Ganasan & Huges, 1998; Ferreira (2011).

	habitats, estabelecendo assim impactos negativos.		
20. % de indivíduos Invasores	Uma espécie só é considerada como invasora quando se estabelece tornando-se agente de mudança, ameaçando assim diversidade biológica nativa, desta forma há uma grande relevância desta métrica na composição do índice.	Aumenta	
21. Número de espécies tolerantes	Pretende-se utilizar esta métrica devido a predominância e resistência em ambientes impactados sendo organismos indicadores de uma má qualidade de água.	Aumenta	Lyons et al., 1995; Ganasan & Huges, 1998; Toham & Teugels, 1999; Araújo et al., 2003; Bozzetti & Schuls, 2004; Rodriguez-Olarte et al., 2006; Rodriguez-Olarte et al., 2007.
22. Número de espécies intolerantes	Pretende-se utilizar esta métrica devido a sensibilidade a ambientes impactados sendo organismos indicadores de qualidade de água.	Diminui	Lyons et al., 1995; Ganasan & Huges, 1998;
23. % de indivíduos tolerantes	Pretende-se utilizar esta métrica devido a presença destas espécies em abundância em ambientes impactados sendo assim, organismos predominantes indicadores de uma má qualidade de água.	Aumenta	Araújo, 1998; Magalhães et al., 2008; Zhu & Chang, 2008.
24. % de indivíduos intolerantes	Pretende-se utilizar esta métrica devido à baixa abundância destes indivíduos em ambientes impactados sendo assim, organismos predominantes indicadores de qualidade de água.	Diminui	Araújo, 1998; Magalhães et al., 2008
25. % de nativos	Avalia a da degradação ambiental, antrópica ou natural, assumindo que a riqueza de espécies diminui com aumento da degradação. Além de eliminar a influência de espécies não nativas que tende a ocorre nestes tipos de ambientes.	Diminui	Lyons et al., 2000

26. % de endêmicos	Propicia a avaliação ambiental consistente uma vez que, riqueza de espécies diminui com aumento da degradação, sendo espécies endêmicas muitas vezes as mais sensíveis.	Diminui	
27. Dominância de Espécies	Pretende-se utilizar esta métrica devido à proporção que se dá entre dominância de determinadas espécies para ambientes desequilibrados pela simplificação de habitats.	Aumenta	Petesse et al., 2007; Terra & Araújo, 2010.
28. Biomassa de peixes (g/m^{-2})	Pretende-se utilizar esta métrica devido ao decréscimo de organismos (seja ao tamanho ou ciclo de vida curto) em ambientes desequilibrados.	Diminui	Lyons et al., 2000
29. CPUE (ind/m^{-2})	Pretende-se utilizar desta métrica devido ao decréscimo de organismos por área em ambientes desequilibrados.	Diminui	Kerans & Karr, 1994; Araújo et al,.2003; Moya et al,. 2007; Baptista et al,. 2007; Raburu & Masese, 2010; Oliveira et al., 2011.
30. Abundância de Indivíduos	Pretende-se utilizar esta métrica devido seu uso comum como medida de produtividade baseando-se na ideia de que a medida que abundância diminui aumenta-se o grau de distúrbio.	Diminui	McDonough & Hickman, 1999; Petesse et al., 2007.
31. Índice de diversidade de Margalef	Índices que combinam informações sobre riqueza de espécies e uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies.	Diminui	Townsend, Begon e Harper, 2006
32. Índice de diversidade de Shannon			
33. Índice de diversidade de Simpson			
34. Índice de Equitabilidade de Pielou	Equitabilidade ou uniformidade mede o quão diferente as abundâncias das espécies são uma das outras numa determinada amostra.	Aumenta	Mauerer; McGill, 2010.

Tabela 2. Matriz de Correlação de Pearson entre os eixos significativos da RDA e as métricas consideradas para o IBI.

MÉTRICAS	RDA1	RDA2
Dominância	0.010575	-0.004220
Equitabilidade Pielou	0.007635	0.007885
%Onívoros	0.618310	0.008530
Diversidade de Shannon	-0.012028	-0.011719
Diversidade de Simpson	-0.011358	0.012141
Diversidade de Margaleff	-0.059534	-0.014145
%Tolerantes	0.337824	0.025350
%Exóticas	0.394261	-0.027786
Abundância Herbívoros	-0.049197	0.032971
Riqueza Endêmicos	-0.097811	0.053507
Riqueza Exóticos	0.018188	-0.060183
Abundância Detritívoros	0.092304	0.064988
Abundância Onívoros	0.153324	-0.071318
Riqueza	-0.022573	-0.077427
CPUE (n/m²h)	0.063676	-0.082560
Abundância Piscívoros	-0.163409	-0.082802
Abundância Carnívoros	-0.148420	-0.099172
Abundância Siluriformes	-0.051496	0.106365
Intolerantes	-0.294838	-0.109749
Riqueza Nativos	0.043057	-0.128353
%Invasores	0.768872	0.174258
Abundância Relativa	0.153579	-0.182647
%Intolerantes	-0.613170	-0.183370
%Piscívoros	-0.662606	-0.264818
%Carnívoros	-0.579311	-0.274180
Abundância Cichlidae	0.608030	-0.291407
%Detritívoros	0.587211	0.301897
Abundância Characiformes	-0.169593	-0.317291
%Herbívoros	-0.226776	0.335165
%Endêmicos	-0.427999	0.347541
Tolerantes	0.574674	-0.381499
Biomassa	0.003544	0.381668
%Nativos	0.137048	-0.392089
Abundância	0.374886	-0.392531

Tabela 3. Análise de redundância (correlação de Pearson) das métricas selecionadas para construção do IBI para reservatórios da bacia do Rio Paraíb

	% Nat	% End	Abund.	% Inv.	Abun. Ciclidios	Abun. Characiformes	% Carn.	% Onív.	% Pisc.	% Herb.	% Detr.	Biomassa	Abun. Tolerântes	% Int.
% Nativos														
% Endêmicos	-0,34													
Abundância	0,33	-0,31												
% Invasores	-0,41	-0,52	0,11											
Abun. Ciclidios	-0,05	-0,30	0,80	0,38										
Abun. Characiformes	0,52	-0,11	0,46	-0,27	-0,04									
% Carnívoros	0,02	0,17	-0,32	-0,57	-0,30	-0,10								
% Onívoros	0,08	-0,68	0,46	0,77	0,43	0,14	-0,71							
% Piscivoros	0,04	0,03	-0,28	-0,51	-0,25	-0,11	0,89	-0,63						
% Herbívoros	-0,14	0,77	-0,30	-0,48	-0,29	-0,09	-0,09	-0,64	-0,09					
% Detritívoros	-0,57	-0,07	-0,02	0,83	0,27	-0,35	-0,67	0,53	-0,59	-0,03				
Biomassa	-0,31	0,17	-0,17	0,17	-0,13	-0,04	-0,07	-0,01	-0,05	0,08	0,20			
Abun. Tolerântes	0,15	-0,31	0,89	0,24	0,91	0,03	-0,33	0,46	-0,28	-0,28	0,13	-0,19		
% Intolerantes	0,20	-0,09	0,05	-0,49	-0,20	0,46	0,50	-0,28	0,59	-0,16	-0,61	-0,14	-0,22	

Tabela 4. Meta dados referente a ictiofauna do reservatório de Santa Cruz, Rio Grande do Norte adaptado de Novaes *et al*., 2014.

Espécies	Reservatório Santa Cruz			
	P. Chuvoso .2010	P. Seco 2010	P. Chuvoso 2011	P. Seco 2011
Astyanax fasciatuS	28	8		4
Astyanax gr. bimaculatuS	20	41		12
Moenkausia dichrourA	1342	361	3	227
Moenkausia costaE	50	139	3	10
Triportheus signatuS	105	87	135	191
Prochilodus breviS	8	3	9	12
Curimatella lipidura	254	214	803	142
Leporinus piau	16	6	33	64
Leporinus taeniatus				2
Hoplias gr. malabaricus	29	19	28	36
Parauchenipterus galeatus	51	27	57	20
Pimelodella sp	1			
Hypostomus cf. Papariae	113	71	180	132
Loricariichthys derbyi	11	5	10	8
Plagioscion squamosissimus	346	169	168	76
Cichlassoma orientale		1	1	1
Cichla monoculus	13	38	21	23
Crenicichla menesezi	12	22	8	7
Oreochromis niloticus		3	1	
Astronotus ocellatus			1	

Tabela 5. Meta dados referente a ictiofauna do reservatório da Bacia do Rio Ângulo, México adaptado de Ramírez-Herrejón *et al.*, 2012.

Espécies	2006			2007		
	La Angostura	Tarejero	Laguna Zacapu	La Angostura	Tarejero	Laguna Zacapu
Hybopsis calientis	1		24	7		3
Alloophorus robustus					2	
Allotoca zacapuensis	2		1	3		
Goodea atripinnis	54	34		6	17	
Hubbsina turneri	4			6	1	1
Skiffia lermae	4		5	20		
Xenotoca variata	2	226	1	1	331	
Zoogoneticus quitzeoensis	27	1	2	40	1	

Poeciliopsis infans	249	311
Xiphophorus helleri	64	119

Tabela 6. Meta dados referente a ictiofauna do reservatório de Taperoá II, Paraíba adaptado de Montenegro *et al.*, 2012

	Açude Taperoá II					
Espécies	out.05	Dec.05	mar.06	jun.06	aug.06	out.06
Leporinus cf. piau	5	6	4		28	46
Astyanax bimaculatus	72	10	8	25	48	37
Astyanax fasciatus	17	6	12		79	28
Characidium bimaculatum	7	43	4	41	34	36
Steindacherina notonota	45	23	26	1	3	2
Hoplias malabaricus	6		9	7	7	7
Prochilodus brevis		36	1			
Poecilia vivipara	7	1	10	15	45	10
Cichlassoma orientale		1			1	2
Oreochromus niloticus		1	3	20	1	1
Hypostomus sp			1		1	

Tabela 7. Lista de espécies de peixes agrupadas por ordem e família, coletadas nos reservatórios Poções (PÇ), Camalaú (CL), Mucutú (MC), Acauã (AC) e Boqueirão (BQ) no ano de 2016 e 2017.

Ordem	Família	Espécie	Origem	PÇ	CL	MC	AC	BQ
Characiformes	Characidae	*Astyanax bimaculatus (Garman, 1890)*	Nativa	X		X	X	X
		Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819)	Nativa	X		X	X	X
		Moenkhausia lepidura (Kner, 1858)	Nativa		X			X
	Triportheidae	*Triportheus signatus (Garman, 1890)*	Endêmica		X		X	
	Parondontidae	*Apareiodon davisi (Fowler, 1941)*	Endêmica				X	X
	Erythrinidae	*Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)*	Nativa	X	X	X	X	X
	Anostomidae	*Leporinus melanopleura (Gunther, 1864)*	Endêmica	X		X	X	X
		Leporinus piau (Fowler, 1941)	Endêmica	X	X			X
	Crenuchidae	*Characidium bimaculatum (Fowler, 1941)*	Nativa				X	
	Serrasalmidae	*Serrasalmus rhombeus (Linnaeus, 1766)*	Exótica		X			
	Prochilodontidae	*Prochilodus brevis (Steindachner, 1875)*	Endêmica					X
Perciformes	Cichlidae	*Oreochromis niloticus (Linnaeus, 1758)*	Exótica	X	X	X	X	X
		Coptodon rendalli (Boulenger, 1897)	Exótica	X		X	X	
		Crenicichla menezesi (Ploeg, 1991)	Nativa	X			X	X
		Cichla ocellaris (Bloch & Schneider, 1801)	Exótica		X	X		X
		Astronotus ocellatus (Agassiz, 1831)	Endêmica					X
		Cichlasoma orientale (Kullander, 1983)	Exótica	X	X			X
		Geophagus brasiliesis (Quoy & Gaimard, 1824)	Nativa				X	
	Sciaenidae	*Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)*	Exótica	X				X
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	*Poecilia vivípara (Bloch & Schneider, 1801)*	Nativa	X	X	X	X	X
Siluriformes	Loricariidae	*Hypostomus pusarum (Starks, 1913)*	Endêmica	X	X	X	X	X