



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL

**ESTRUTURA E VARIAÇÃO ESPACIAL DA ICTIOFAUNA EM
UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.**

CARLOS EDUARDO CAMPOS FREIRE

Licenciado em Ciências Biológicas

Mossoró/RN, Fevereiro 2013



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL

ESTRUTURA E VARIAÇÃO ESPACIAL DA ICTIOFAUNA EM UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido - UFERSA, Campus de Mossoró, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ciência Animal.

CARLOS EDUARDO CAMPOS FREIRE

Orientador: Prof. Dr. José Luis Costa Novaes

Co-orientador: Prof. Dr. Rodrigo Silva da Costa

Mossoró/RN, Fevereiro 2013

**Ficha catalográfica preparada pelo setor de classificação e
catalogação da Biblioteca “Orlando Teixeira” da UFRSA F866e**

Freire, Carlos Eduardo Campos.

Estrutura e variação espacial da ictiofauna em um reservatório do
semiárido brasileiro. / Carlos Eduardo Campos Freire. -- Mossoró, 2013.
63 f.: il.

Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal Rural
do Semi-Árido.

Orientador: Dr. José Luis Costa Novaes.

Co-orientador: Dr. Rodrigo Silva da Costa.

1. Ictiofauna. 2. Açude. 3. Gradiente longitudinal. 4. Regiões semi-áridas.

I. Título.

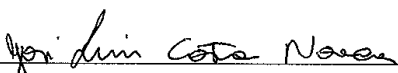
CDD: 639.2

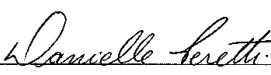
CARLOS EDUARDO CAMPOS FREIRE
ESTRUTURA E VARIAÇÃO ESPACIAL DA ICTIOFAUNA
EM UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.

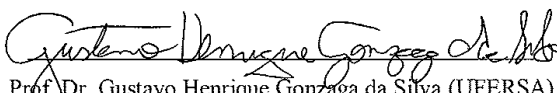
Dissertação apresentada à
Universidade Federal Rural do Semi-
Árido - UFRSA, Campus de Mossoró,
como parte das exigências para obtenção
do título de Mestre em Ciência Animal.

Aprovada em: 25/02/2013.

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. José Luis Costa Novaes (UFRSA)
Orientador


Prof.^a Dr.^a Danielle Peretti (UERN)
Membro


Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva (UFRSA)
Membro

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

CARLOS EDUARDO CAMPOS FREIRE – Nasceu no município de Natal/RN, em 22 de novembro de 1980. Estudou o ensino fundamental e médio no Instituto Sagrada Família. Em 2000, foi aprovado no vestibular da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN, no curso de Ciências Biológicas. Logo nos primeiros anos de graduação, ingressou na carreira docente em escolas públicas e particulares lecionando as disciplinas de Ciências e Biologia para os ensinos fundamental e médio, respectivamente. Em 2008, fez especialização em Educação e Sustentabilidade Ambiental, pela UFRN. Foi aprovado em 03 (três) concursos para docente na área de Biologia: um na rede estadual e dois na rede federal. No ano de 2010, foi aprovado no mestrado em Ciência Animal, onde está dando sequência à sua vida acadêmica, apresentando trabalhos em congressos e escrevendo artigos na área de ecologia de peixes. Atualmente é professor efetivo do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), tendo oportunidade de lecionar em três níveis de ensino: básico, técnico e superior, com foco principal na área ambiental, estando vinculado ao curso de Controle Ambiental.

DEDICATÓRIA

DEDICO

Aos meus pais (Gabriel e Dêda), por me incentivar e estimular
a nunca desistir nos primeiros obstáculos, e também abdicar seus sonhos
em nosso favor.
À Lorena, por ter iluminado minha vida com a presença de nosso filho.

*“É triste pensar que a natureza fala
e que o gênero humano não ouve”.*
Victor Marie Hugo

AGRADECIMENTOS

A Deus, pois sem sua presença ao meu lado, em todos os momentos, nada seria possível!

Aos meus pais, Biel e Dêda, por todos os cuidados destinados e pelo dom da vida. Aos meus irmãos, Rodrigo e Daniel, pela fraternidade e companheirismo demonstrados em todos os momentos. À Serjane e Priscila, por estarem junto à nossa família, sempre.

Ao meu orientador, Prof. Dr. José Luis Costa Novaes, pelo apoio e companheirismo dedicados nos momentos mais delicados dessa jornada e pela imensa sabedoria compartilhada comigo.

Ao Prof. Dr. Rodrigo Silva da Costa, pela co-orientação no trabalho, pelo auxílio nas análises estatísticas, pelas broncas e puxões de orelha e pelas agradáveis conversas informais.

Aos membros que fizeram parte da banca examinadora: Prof. Dr. José Luis Costa Novaes, Prof^a. Dr^a. Danielle Peretti, Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, bem como todos os suplentes pelas sugestões e colaborações para esse trabalho.

Aos Campus Pau dos Ferros e Apodi do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia pela presteza na utilização dos laboratórios.

Agradeço também aos membros da AQUAPO (Associação de Aquicultores de Apodi), pelo acolhimento durante as coletas.

Ao Sr. Raimundo Gurgel (Seu Mundinho) pela ajuda nos trabalhos de campo.

A Vanízia Nobre pelas correções de Língua Portuguesa

Aos colegas de trabalho do Campus Apodi do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia pelo apoio, incentivo e disponibilidade em trocar aulas quando precisei me ausentar, contribuindo de forma fundamental para o sucesso dessa jornada.

Devo também dividir esse momento tão importante, com pessoas fundamentais para a realização dos trabalhos de campo e coleta dos espécimes. Aos colegas do laboratório, fica meu MUITO OBRIGADO por todos os momentos vividos juntos, pelo carinho, cuidado e atenção dispensados uns aos outros e pelo estímulo mútuo quando estávamos cansados. Por isso, valeu Marla, Suzany, Luana, Elisandra, Ítalo (Padeiro), Jonas (Fera), Manú, Luiz, Iuri, Segundo, Jonnata, Naldo (Balde), Luiz Paulo e Darlan.

Ao Prof. Dr. Ricardo de Souza Rosa pela identificação de algumas espécies de peixes.

A todos os meus tios e tias pelo carinho e preocupação prestados em todos os momentos da minha vida, tratando-me na maioria das vezes, como filho. Em especial aos meus tios Ronaldo e Verônica, por ensinarem-me o valor da educação como profissional e os valiosos momentos da infância, sempre perto de rio ou mar, aguçando-me o gosto pela pesca.

Ao Sr. Herivelto e Dona Rosa pelo carinho e atenção dispensados e por cuidar de Gabriel nos momentos de minha ausência. A Carol e Herivelto pelo apoio e estadia em Mossoró. A Suellen e Renato pelo carinho e atenção sempre dispensados.

Não poderia deixar de agradecer (e como devo agradecer!), a minha esposa e amada Lorena. Basta você estar ao meu lado que tudo dá certo!

E por fim, ao ser que me fez repensar toda trajetória e definições sobre o que é certo e errado. Ele ainda nem sabe o que significa para mim, mas teve uma participação importantíssima nesse projeto. TE AMO, GABRIELZINHO!

ESTRUTURA E VARIAÇÃO ESPACIAL DA ICTIOFAUNA EM UM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.

FREIRE, Carlos Eduardo Campos. **Estrutura e variação espacial da ictiofauna em um reservatório do semiárido brasileiro.** 2013. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal: Sanidade e Produção Animal) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró – RN, 2013.

RESUMO: O objetivo do trabalho foi estudar a estrutura espacial da assembleia de peixes em um reservatório do semiárido brasileiro. Realizaram-se coletas trimestrais, durante dois anos (2010/2011), nas três regiões do reservatório Santa Cruz do Apodi, Semiárido brasileiro (lacustres, transição e fluvial) usando redes de espera e os indivíduos capturados foram separados por espécie, contados e a abundância transformada em CPUE para as análises. Calculou-se a riqueza estimada pelo método Jackknife, índice de diversidade de Shannon-Winner e equitabilidade. Para avaliar a distribuição espacial da assembleia usou-se a ordenação MDS (distância Bray-Curtis). Análise de Similaridade (ANOSIM) foi aplicada para verificar diferenças estatísticas ($p < 0,05$) na estrutura espacial das assembleias entre as regiões e SIMPER foi utilizado para identificar as espécies que mais contribuem para a dissimilaridade nas capturas por região. Foram capturados 6.047 indivíduos de 20 espécies, 10 famílias e 3 ordens: Characiformes, Siluriformes e Perciformes. A maior riqueza de espécies foi estimada na região fluvial ($21,8 \pm 1,5$) e os maiores valores de diversidade ($H' = 2,878$) e equitabilidade ($J' = 0,7150$) foram encontrados nas regiões lacustre e transição. De acordo com as análises de MDS e ANOSIM, diferentes assembleias foram encontradas no reservatório com diferença significativa entre a região fluvial das regiões de transição e lacustre, para ambas. O teste de similaridade percentual (SIMPER) identificou *Moenkausia dichroua* como a espécie que mais contribuiu para a diferença entre as regiões do reservatório. Nossos resultados indicaram que a estrutura espacial da assembleia de peixes do reservatório de Santa Cruz diferiu de reservatórios brasileiros localizados em outras regiões climáticas. As características de intermitência do rio e os aspectos limnológicos do reservatório foram os principais discriminadores dos resultados encontrados para os padrões de diversidade e distribuição espacial da ictiofauna encontradas no estudo.

PALAVRAS-CHAVE: Ictiofauna, açude, Brasil, gradiente longitudinal, diversidade de peixes, regiões Semiáridas.

STRUCTURE AND SPACIAL VARIATION OF ICTIOFAUNA IN A RESERVOIR OF THE BRAZILIAN SEMIBARREN.

FREIRE, Carlos Eduardo Campos. **Structure and space variation of the ictiofauna in a reservoir of the Brazilian semibarren.** 63 f. Dissertation (Master's Degree in Animal Science: Health and Animal Production) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró - RN, 2013.

SUMMARY The objective of this paper was to study the spacial structure of the assembly of fish in a reservoir of the Brazilian semibarren. Quarterly collections had been made during two years, in the three regions of the reservoir Santa Cruz's Apodi, Brazilian Semiarid (lacustrine, transition and fluvial) using gill nets and the captured individuals had been separated by species, counted and the abundance transformed into CPUE for the analyses. The wealth has been calculated estimated by the Jackknife method, index of diversity of Shannon-Winner and equitability. To evaluate the spacial distribution of the assembly we use ordinance MDS (Bray-Curtis distance). ANOSIM was applied to verify statistical differences ($p < 0,05$) in the spacial structure of the assemblies between the regions and SIMPER was used to identify the species that contribute most for the dissimilarity in captures by region. 6,047 individuals of 20 species, 10 families and 3 orders had been captured: Characiformes, Siluriformes and Perciformes. The biggest wealth of species was estimated in the fluvial region (21.8 ± 1.5). The biggest values of diversity ($H' = 2.878$) and equitability ($J' = 0.7150$) had been found in the lacustrine and transistion regions. In accordance with the analyses of MDS and ANOSIM, different assemblies had been found in the reservoir with significant difference between the fluvial region and the lacustrine and transistion regions. The Analysis SIMPER identified *Moenkausia dichroua* as the species that contributed the most for the difference between the regions of the reservoir. Our results had indicated that the spacial structure of the assembly of fish of the reservoir of Santa Cruz differed from Brazilian reservoirs located in other climatic regions. The intermittency characteristics of the river and the reservoir limnological aspects were the major discriminators of results for the patterns of diversity and spatial distribution of fish species found in the study.

Keywords: Ichthyofauna, dam, Brazil, longitudinal gradient, diversity of fish, Semibarren regions.

LISTA DE TABELAS

Tabela I – Dados gerais e características morfométricas do açude de Santa Cruz, na bacia hidrográfica Apodi/Mossoró – RN.....	25
Tabela II – Características gerais dos pontos de amostragem no reservatório Santa Cruz. Dados coletados a partir de observações <i>in loco</i> abstraídos de formulário padrão.	28
Tabela III – Número de indivíduos, frequência e captura por unidade de esforço (CPUE; indivíduos/1.000m ² x 24 horas - $\pm$ desvio padrão) para as espécies e parâmetros de diversidade (número de espécies, riqueza estimada de Jackknife, índice de diversidade de Shannon-Wiener e abundância) obtidos no reservatório de Santa Cruz.....	34
Tabela IV – Resultados da análise de SIMPER indicando a contribuição das espécies dissimilares entre a região fluvial e a lacustre e entre a região fluvial e a de transição no reservatório de Santa Cruz.....	40

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição dos recursos hídricos no Brasil.....	17
Figura 2 – Bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró, mostrando os rios e reservatórios presentes na Bacia.	26
Figura 3 – Localização do reservatório de Santa Cruz, bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró, com a indicação dos oito pontos de amostragem.....	28
Figura 4 – Visão geral do Ponto 1 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	30
Figura 5 – Visão geral do Ponto 2 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	30
Figura 6 – Visão geral do Ponto 3 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	31
Figura 7 – Visão geral do Ponto 4 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	31
Figura 8 – Visão geral do Ponto 5 (Compartimento Transição), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	32
Figura 9 – Visão geral do Ponto 6 (Compartimento Transição), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	32
Figura 10 – Visão geral do Ponto 7 (Compartimento Fluvial), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	33
Figura 11 – Visão geral do Ponto 8 (Compartimento Fluvial), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.....	33
Figura 12 – Distribuição espacial de captura por unidade de esforço no reservatório de Santa Cruz.....	36
Figura 13 – Gráficos mostrando as três regiões do reservatório e apontando a abundância de cada família por região.	39
Figura 14 – Distribuição espacial da captura por unidade de esforço para as famílias capturadas no reservatório de Santa Cruz.....	41
Figura 15 – Valores médios do primeiro eixo da MDS aplicada à captura por unidade de esforço nas três zonas do reservatório de Santa Cruz.....	45
Figura 16 – Gráfico MDS de ordenação da relação entre a comunidade de peixes e as zonas fluvial, lacustre e transição, do reservatório Santa Cruz.....	46

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	16
2.1. OBJETIVO GERAL	16
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. REVISÃO DA LITERATURA	17
3.1. RIQUEZA HÍDRICA BRASILEIRA	17
3.1.1. Bacia hidrográfica Nordeste Médio Oriental	17
3.2. IMPACTOS GERAIS CAUSADOS PELA CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS	18
3.3. IMPACTOS CAUSADOS À FAUNA DE PEIXES	19
3.3.1. A comunidade de Peixes	19
3.3.2. Diversidade de peixes em reservatórios	21
4. MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1. ÁREA DE ESTUDO	25
4.1.2. Caracterização dos pontos de coleta	28
4.2. COLETA DE DADOS	34
4.3. ANÁLISE DE DADOS	34
5. RESULTADOS	36
5.1. COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES	36
5.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES E DIVERSIDADE	42
5.3. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL	43
6. DISCUSSÃO	47
7. CONCLUSÕES	51
8. REFERÊNCIAS	52

Estrutura e variação espacial da assembleia de peixes em um reservatório do semiárido brasileiro: Açude de Santa Cruz – rio Apodi/Mossoró, Rio Grande do Norte.

1. INTRODUÇÃO

O bioma Caatinga é o principal ecossistema existente no Nordeste brasileiro, abrangendo uma área de 844.453 Km², predominando o clima semiárido. Sua área compreende cerca de 7% do território nacional e 70% do território do nordeste brasileiro. Esse é um bioma com características xerofíticas encontrado em todos os estados da região nordeste e na porção norte do estado de Minas Gerais (ARRUDA, 2001; LEAL et al, 2003). Uma característica peculiar das bacias hidrográficas da região semiárida é o regime intermitente e sazonal dos seus rios causada pela precipitação escassa e irregular, além de altas taxas de evaporação hídrica (AB'SABER, 1995). Para amenizar essas características xerofíticas, é muito comum a prática da “açudagem”, formação de reservatórios, com intuito de retenção de água nos períodos de chuva, levando essa região a possuir a segunda maior densidade de reservatórios do mundo, com mais de 70.000 açudes (LAZZARRO et al, 2003). Assim, na região Nordeste do Brasil, a construção dos reservatórios é destinada a vários usos entre eles, por ordem de prioridades: abastecimento doméstico, pecuária, irrigação de áreas agrícolas, controle de vazantes, pesca, aquicultura e lazer.

A construção de reservatórios para quaisquer finalidades alteram de maneira profunda e definitiva a paisagem local, modificando a dinâmica fluvial, como o aumento no tempo de retenção da água e determinando consideráveis modificações nas comunidades bióticas. Com relação à comunidade de peixes, o resultado dessas construções acarreta alterações profundas na abundância e ocorrência das espécies, provocando modificações em alguns componentes ictiofaunísticos (FERNANDO e HOLČIK, 1982; AGOSTINHO et al, 1992). Nesse sentido, espécies dominantes no ambiente fluvial podem encontrar, no novo ambiente de reservatório, condições extremamente desfavoráveis acarretando em um declínio na quantidade de indivíduos dessas espécies. Por outro lado, espécies que apresentavam abundâncias baixas no

pré-represamento, após o represamento, podem tornar-se dominantes (HARO e BISTONI, 1996). Com a construção de reservatórios e o bloqueio dos rios, peixes que realizam migrações reprodutivas ou alimentares, e que são as espécies mais importantes para pesca artesanal e de subsistência, podem ter seus estoques reduzidos ou mesmo desaparecerem localmente, causando prejuízo à atividade pesqueira (CARVALHO e MERONA, 1986).

Os sistemas biológicos são influenciados por um grande número de fatores que interferem nos padrões de distribuição espacial dos organismos (BARRELA, 1992). As alterações nas assembleias de peixes também podem ser reconhecidas por mudanças entre espécies dominantes e por qualquer outra mudança na característica da assembleia (DESHMUKH, 1986). Além disso, fatores abióticos influenciam na abundância de organismos em um ambiente tais como temperatura, luminosidade, pH e concentrações de nutrientes, e por interações inter e intra-específicas através de eventos como competição e predação (BROWN, 1984).

Apesar de a região semiárida apresentar uma elevada densidade de reservatórios, os estudos sobre ictiofauna, diversidade e estrutura das assembleias nesses ecossistemas são escassos, fragmentados e recentes (TEXEIRA e GURGEL, 2005; MARINHO et al. 2006; MONTENEGRO et al. 2012), e os padrões espaciais das assembleias nesses ecossistemas são desconhecidos. Essa lacuna no conhecimento dos reservatórios Nordestinos contrasta com os reservatórios das regiões Sul e Sudeste do Brasil, onde diversos estudos já foram realizados (CARVALHO et al. 1998; AGOSTINHO et al. 1999; ARAÚJO e SANTOS, 2001; OLIVEIRA et al. 2004; HOFFMANN et al. 2005; SILVA et al. 2006; SMITH e PETRERE Jr., 2008), e os padrões de diversidade e distribuição espacial da ictiofauna são bem conhecidos. Assim, em virtude das peculiaridades do clima, da hidrologia, do regime intermitente dos rios, dos diferentes usos da água, aliados a aspectos biogeográficos, espera-se que os padrões de diversidade e distribuição da ictiofauna dos reservatórios do semiárido sejam diferentes dos reservatórios das regiões Sul e Sudeste do Brasil. Outro ponto relevante é o fato do reservatório de Santa Cruz estar relacionado como receptor de água do projeto de transposição do rio São Francisco (MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL, 2004), o que poderá provocar a introdução de espécies de peixe no reservatório de Santa Cruz com consequências imprevisíveis para a estrutura da assembleia desse reservatório.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Conhecer a composição e estrutura da assembleia de peixes do Reservatório Santa Cruz do Apodi, bacia do rio Apodi/Mossoró e verificar sua variação espacial.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Conhecer a composição da fauna de peixes do reservatório Santa Cruz;
- Caracterizar espacialmente a assembleia de peixes e seus descritores, riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade.

HIPÓTESE:

Existe um padrão de distribuição longitudinal no reservatório?

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. RIQUEZA HÍDRICA BRASILEIRA

O Brasil é um dos países com maior riqueza hídrica no mundo e apresenta 12 bacias hidrográficas em seu território: Amazônica, Tocantins-Araguaia, São Francisco, Paraná, Parnaíba, Atlântico Nordeste Ocidental, Nordeste Médio Oriental, Atlântico Leste, Atlântico Sudeste, Atlântico Sul, do Uruguai e Paraguai (PORTO e PORTO, 2008).

Mesmo apresentando quantidades consideráveis de água doce, o Brasil tem distribuição hídrica desigual. Só a região amazônica concentra cerca de 70% da água doce disponível para uso humano, enquanto o restante do país divide, desigualmente, os 30% restantes (Figura 1), atendendo a mais de 90% da população (T & C Amazônica, 2006). Dessas regiões, notoriamente, a nordeste é a que dispõe de menor quantidade de água.

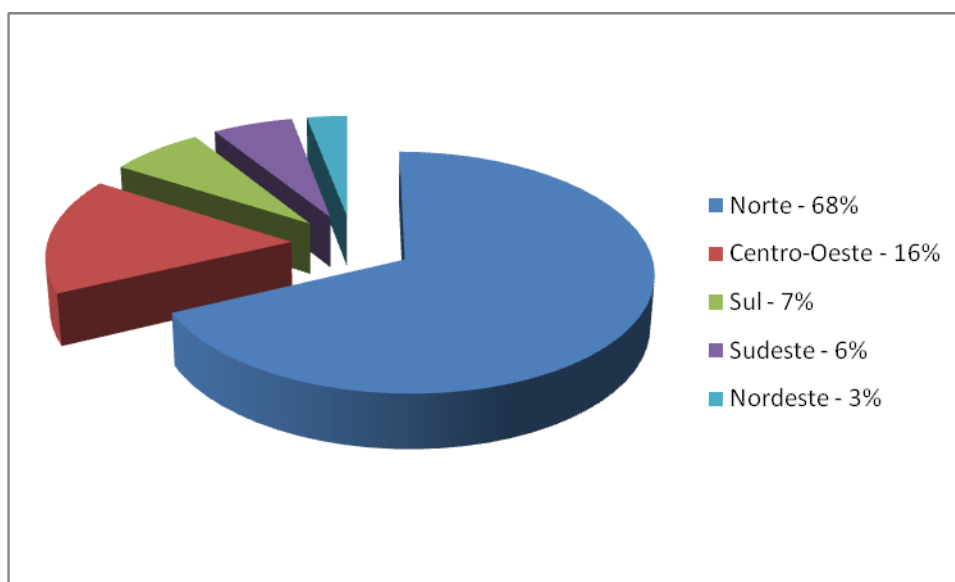


Figura 1. Distribuição dos recursos hídricos no Brasil. Fonte: Revista T & C

3.1.1. Bacia hidrográfica Nordeste Médio Oriental

O clima semiárido e o bioma Caatinga são caracterizados, principalmente, pela combinação entre elevadas taxas de evapotranspiração, solos rasos com pouca capacidade de armazenagem de água em aquíferos e o caráter concentrado das precipitações anuais. Desta

forma, o déficit hídrico estacional durante parte do ano e excedente hídrico durante o período chuvoso, sobre cada região do Nordeste, é característico do clima semiárido (AB'SÁBER, 1957).

A bacia do Nordeste Médio Oriental, não possui muitos rios, apresentando baixa disponibilidade de água em relação à demanda local, sobretudo em períodos de estiagem. Apresentando 287.348 Km², o equivalente a 3% do território brasileiro, essa bacia abrange cinco estados do nordeste e suas principais cidades (Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas) além de abranger diversas bacias costeiras de baixa extensão (PORTAL..., 2010).

3.2. IMPACTOS GERAIS CAUSADOS PELA CONSTRUÇÃO DE BARRAGENS

Um ponto chave a se abordar sobre a construção de reservatórios refere-se à pouca possibilidade de se avaliar com precisão a extensão da fragmentação dos ecossistemas decorrentes de empreendimentos dessa natureza (McCULLY, 1996). Transformações de sistemas fluviais em represas e suas implicações ecológicas têm sido consideradas em algumas publicações, tanto na qualidade da água, quanto nas alterações espaciais e temporais da sua biota (HENRY, 1999; NOGUEIRA et al., 2005; RODRIGUES et al., 2005), como também na produção pesqueira (SMITH et al., 2003). Mesmo assim, relações entre os diferentes níveis de organização biológica ou desses com as variáveis abióticas, principalmente logo após a formação de um reservatório, quando as mudanças na estrutura ambiental e na biota são acentuadas, não receberam ainda a devida importância, em especial para a assembleia de peixes (LUIZ, 2006).

A inundação permanente de áreas terrestres e planícies de inundações, talvez seja o efeito ambiental mais aparente em um ecossistema afetado pela construção de um reservatório. Estima-se em 400.000 km² a porção de terra inundada pela construção de reservatórios ao redor do mundo (McCULLY, 1996). Não obstante, o carreamento de sedimentos erodidos do solo e o transporte de sedimentos são reduzidos ou impedidos de terem seu curso normal seguido, o que poderá provocar um aprofundamento e alargamento

das margens do rio à jusante da barragem, ocasionada com a intenção do rio de recuperar o “abastecimento” de sedimentos (McCULLY, 1996).

O barramento de rios e sua consequente interrupção física do curso da água, causa alteração nos componentes abióticos (parâmetros físico e químico) bem como nos fatores bióticos (BIANCHINI JR., 1994). Com essas alterações, o regime hidrológico e as condições ecológicas da bacia hidrográfica também são alterados, causando diversos impactos negativos (TUNDISI, 1999; STRAŠKRABA e TUNDISI, 2000). Dentre esses impactos, merecem destaque as mudanças drásticas no ecossistema aquático em um prazo relativamente curto (CASTRO e ARCIFA, 1987; GOMES e AGOSTINHO, 1997), transformando o ambiente lótico em lântico ou semi-lântico (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2006), com graves reflexos na riqueza de espécies e nas suas relações ecológicas. Além disso, há interferência nas rotas migratórias dos peixes (CASTRO e ARCIFA, op. cit.; CARVALHO et al., 2005; AGOSTINHO et al., 2007a; BRITO e CARVALHO, 2006) e a perda da biodiversidade terrestre e aquática (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2006).

3.3. IMPACTOS CAUSADOS À FAUNA DE PEIXES

3.3.1. A comunidade de peixes

Segundo Matthews (1998) mudanças ambientais severas afetam a estrutura da comunidade de peixes, tendo seu entendimento como um dos pontos centrais da ecologia aquática moderna. A diversidade de espécies e abundância de flora e fauna aquática são os principais atributos afetados pela construção de represas, devido à abrupta transformação do ambiente lótico em semi-lântico ou híbrido (AGOSTINHO et. al, 1999; GIDO e MATTHEWS, 2000), tornando esse sistema com aspecto híbrido entre rios e lagos (THORNTON et al., 1990).

Muitas espécies de peixes utilizam-se da migração durante alguma fase de sua vida, seja para atividades de reprodução, alimentação e crescimento. As grandes barragens levam ao bloqueio do acesso de espécies migradoras às suas áreas de reprodução e/ou alimentação.

A localização da barragem condicionará o grau de redução das áreas disponíveis a estas atividades e o nível de impacto sobre as populações afetadas. Além disso, muitas espécies que apresentam rotas de migração no sentido montante-jusante, principalmente larvas e juvenis, encontram uma armadilha durante a migração que são as escadas de transposição de peixes (AGOSTINHO et al, 2007b). Assim, espécies reofílicas com áreas de desova e habitat principal à montante da barragem poderão ser eliminadas de jusante. Entretanto, espécies reofílicas com área principal de desova à montante e área de alimentação à jusante podem sofrer redução de abundância neste trecho (ZALUMI, 1970; AGOSTINHO et al., 1992).

Outro grave problema que ocorre após a formação de um reservatório, é a introdução de espécies não-nativas. Essa atividade, conhecida como “peixamento” ou estocagem, visa introduzir espécies ajustadas às características do ambiente lântico, com objetivo de incrementar a atividade de pesca, tanto artesanal, como de subsistência ou esportiva (NOVAES e CARVALHO, 2011).

O transplante de uma espécie de uma bacia para outra pode representar uma ameaça para as espécies locais. A Introdução de um peixe pode fazer com que ele seja melhor adaptado ou mais tolerante com as condições ambientais, conseguindo assim um maior crescimento e sucesso reprodutivo (ESPINDOLA et al., 2003). Algumas espécies introduzidas podem hibridizar com espécies nativas, intimamente relacionada com a espécie, competindo por alimento e espaço para a reprodução. Eles também podem carregar agentes de doenças (patógenos e parasitas) (ROCHA et al., 2005). A competição por alimentos é, no entanto, a principal forma pela qual, espécies introduzidas, afetam as nativas (AGOSTINHO et al., 1994).

A atividade tornou-se comum ao longo do século passado e, juntamente com a destruição dos habitats, é atualmente uma das principais ameaças à biodiversidade (SIMBERLLOFF, 2003; CLAVERO e GARCÍA-BERTHOU, 2005; PELICICE e AGOSTINHO, 2008). Introduções ainda são muito comuns, e programas de educação destinados a impedir novos lançamentos ou estabelecimento de controle de populações enfrentam várias dificuldades.

A partir de dados sobre os hábitos de alimentação de peixes, incluindo não apenas a composição, mas também a abundância de itens alimentares, é possível identificar categorias, fazer inferências sobre a estrutura da comunidade e sobre as inter-relações entre seus componentes (AGOSTINHO et al., 1997).

De acordo com Braga e Braga (1987) a mudança no hábito alimentar de uma espécie durante o seu desenvolvimento é uma adaptação e destina-se a diminuir a competição intra-específica ou para satisfazer as demandas fisiológicas que o peixe pode ter, devido à maturação de migração e reprodução.

Espécies exóticas têm causado problemas de super população, devido a sua introdução. Um caso emblemático é o da corvina, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), que foi inicialmente introduzida no nordeste e depois solta em alguns rios de São Paulo, como no caso do rio Pardo, na década de 70. Atualmente está presente em praticamente toda bacia do rio Paraná (CESP, 1993) A introdução de espécies exóticas tem causado problemas de super populações, como é o caso da corvina, que após a sua introdução no nordeste foi trazida para São Paulo e solta no rio Pardo no início dos anos 70. Atualmente é uma espécie abundante em quase toda bacia do Paraná, estando ausente somente em alguns reservatórios do rio Paranapanema, rio Paraíba do Sul e rio Ribeira de Iguape (CESP, 1993).

3.3.2. Diversidade de peixes em reservatórios

Grande parte da diversidade de peixes (que hoje é de cerca de 28.000 espécies), encontra-se em águas tropicais, particularmente em águas doces neotropicais (LOWE-McCONNELL, 1999), habitadas por cerca de 4.475 espécies de peixes, podendo chegar a mais de 6.000 (REIS et al., 2003). A diversidade de peixes em águas continentais no Brasil ainda é imprecisa devido à falta de inventários completos e à necessidade de levantamentos taxonômicos fazendo com que novas espécies sejam descritas todos os anos, mesmo em bacias que são intensamente estudadas (AGOSTINHO et al, 2008).

Apesar dessa diversidade, a região neotropical, incluindo-se o nordeste brasileiro, foi a que mais recebeu introduções de espécies exóticas, com diversas finalidades (AGOSTINHO e JÚLIO Jr., 1996), causando alterações na biota aquática original, podendo levar à consequências irreversíveis. Aliado a isso, está o fato da pouca quantidade de informação sobre a fauna de peixes presente nos ecossistemas aquáticos continentais (SANTOS, 2005), tanto no nordeste quanto nas demais regiões do país.

Em meio a toda essa problemática, encontra-se a diversidade de peixes da região Nordeste. Rosa et al. (2005), descreveram a presença de 240 espécies, distribuídas em sete ordens, sendo que nove espécies foram introduzidas na região e 136 foram consideradas possivelmente endêmicas da Caatinga, podendo, eventualmente, a introdução de espécies afetar os padrões de distribuição de algumas dessas espécies, ou mesmo provocar a extinção de outras.

Diversos fatores têm influenciado na redução da diversidade da ictiofauna de água doce brasileira. Alguns, mais importantes, são: ocupação do espaço físico, a crescente pressão demográfica, a exploração florestal, bem como a destruição dos ecossistemas (PAIVA, 1978). Também é considerável que, a falta de conhecimento relacionada à ictiofauna da região nordeste é evidente (SANTOS, 2005), contribuindo ainda mais para o baixo nível de preservação da fauna de peixes.

Em trabalho realizado por Montenegro et al. (2012) no reservatório Taperoá II, Paraíba, foram registrados onze táxons específicos, compreendidos em quatro ordens, nove famílias e dez gêneros, conotando um número relativamente baixo. Resultado parecido foi apresentado por Marinho et al. (2006) na bacia do rio Taperoá, Paraíba, onde foram realizadas coletas nos reservatórios de Namorados e Soledade. No açude Namorados foram identificadas sete espécies de cinco famílias e no reservatório Soledade, foram três espécies de três famílias. É provável que os resultados encontrados nos estudos citados estejam relacionados à baixa diversidade de peixes na região Nordeste, além dos impactos provocados pelo represamento.

Em reservatórios da região sudeste, onde a ictiofauna foi mais estudada, identifica-se uma diferença nos resultados, porém sem tanta expressividade em número de espécies. Agostinho et al. (1992) realizaram estudos referentes aos impactos causados pela represa de Itaipu, no rio Paraná. Desde o ano de 1977, estudos ictiofaunísticos vêm sendo realizados no rio Paraná antes do represamento (AGOSTINHO et al, 1992) e, como resultados, foram registradas 113 espécies na área abaixo de sete quedas. Nos anos seguintes ao represamento, foram encontradas 107 espécies, suscitando não a extinção de espécies, mas sim, a alteração da estrutura da comunidade.

Na bacia do Rio Paranapanema, (no reservatório Taquaruçu), foram identificadas 73 espécies de peixes, entre nativas, transpostas e exóticas (BRITO e CARVALHO, 2006). Em outro trabalho no Rio Paranapanema, no reservatório da UHE Escola de Engenharia

Machenzie (Capivara), Hoffmann et al. (2005), identificaram uma riqueza de peixes composta por 67 espécies distribuídas em cinco ordens. Já o estudo de Loureiro-Crippa e Hahn (2006) em um pequeno reservatório (o reservatório de Jordão) a jusante do reservatório do Segredo, no Rio Jordão, apontam um total de 27 espécies antes da formação do lago, havendo uma redução de oito espécies após a formação do reservatório.

No Rio Corumbá, Estado de Goiás, foi realizado estudo sobre os impactos causados pela formação de um reservatório à assembleia de peixes dos tributários do rio, e não foram encontradas diferenças significativas na diversidade da ictiofauna antes e depois da formação do reservatório, com um total de 73 espécies identificadas (PENCZAK et al, 2009).

Estudos em reservatórios também vêm sendo realizados no estado do Rio de Janeiro. Os reservatórios de Funil, Santana, Lajes e Vigário (todos pertencentes à bacia do Rio Paraíba do Sul) apresentaram resultados semelhantes aos esperados/encontrados nos reservatórios do nordeste. O reservatório Funil apresentou riqueza de 35 espécies (TERRA et al, 2010), seguido por Santana, que apresentou riqueza de 20 espécies, depois os reservatórios de Lajes (13 espécies) e Vigário (12 espécies) (GOMES et al. 2008). Anteriormente, Araújo e Santos (2001) também realizaram pesquisas no reservatório Lajes e identificaram um total de 15 espécies em 14 gêneros e 9 famílias, apontando uma redução de duas espécies em um intervalo de sete anos de pesquisas.

No Estado de São Paulo também foram feitas pesquisas referentes à ictiofauna de reservatórios. Entre esses estudos destaca-se o referente à Barra Bonita, onde foram realizadas coletas visando detectar variações ocorridas na composição da fauna de peixes da represa, ao longo de 15 anos. Para isso, efetuaram-se revisões bibliográficas e o número de espécies variou entre 23 e 39 por autor, num total de 68 espécies. Destas, 27 podem ser consideradas constantes, 14 acessórias e 27 acidentais (PETESSE et al., 2007).

Em Minas Gerais, a assembleia de peixes em reservatório foi identificada, entre outros trabalhos, na represa de Chapéu d'Uvas, bacia do rio Paraíba do Sul. Nesse estudo foram registradas 33 espécies, analisando-se a área à montante, do reservatório e à jusante (OLIVEIRA e LACERDA, 2004). Em pesquisas mais recentes realizadas no reservatório de Juramento, bacia do Rio São Francisco, Silva et al. (2006), identificaram 33 espécies distribuídas em 4 ordens. No período de 2001 a 2006, foram identificadas 48 espécies de peixes no reservatório de Três Marias, em estudo realizado para desenvolvimento de parques aquícolas nos lagos do reservatório de Três Marias, Rio São Francisco, Minas Gerais

(SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR DE MINAS GERAIS, 2006).

Embora a composição de espécies de peixes nos reservatórios brasileiros reflita as diferenças que existem na ictiofauna entre as bacias hidrográficas brasileiras, todos os reservatórios apresentaram uma característica em comum: a assembleia de peixes foi formada por espécies que existiam no rio antes do represamento e por espécies introduzidas, quase sempre após a formação do reservatório. Esse padrão de composição de assembleia de peixes em reservatório também ocorre em diversos reservatórios em outras partes do mundo (FERNANDO e HOLČIK, 1982), sugerindo que estes dois impactos são complementares.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. ÁREA DE ESTUDO

Parte da região Nordeste do Brasil encontra-se inserida na bacia hidrográfica Nordeste Médio Oriental, que ocupa uma área de 287.348 km², equivalente a 3% do território brasileiro, abrangendo as seguintes unidades da Federação (e sua respectiva área nos Estados): Piauí (1%), Ceará (46%), Rio Grande do Norte (19%), Paraíba (20%), Pernambuco (10%) e Alagoas (5%). A região contempla fragmentos dos biomas de floresta Atlântica, Caatinga, pequena áreas de Cerrado e biomas Costeiros e Insulares, que atualmente encontra-se sobre forte ação antrópica. Neste cenário, destaca-se o fato da região abranger mais de uma dezena de pequenas bacias costeiras, caracterizadas pela pequena extensão e vazão de seus corpos d'água (ANA, 2008).

Entre as pequenas bacias hidrográficas localizadas dentro do Nordeste Médio Oriental, encontra-se a bacia do rio Apodi/Mossoró (Figura 2), que é a maior totalmente inserida no Estado do Rio Grande do Norte, ocupando uma área de 14.246 km², o que corresponde aproximadamente 27% do território do Estado e sendo o rio Apodi/Mossoró o principal rio da bacia (ANA, 2008; SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS O RIO GRANDE DO NORTE, 2009). Atualmente na bacia hidrográfica Apodi/Mossoró estão registrados 22 açudes, todos com finalidade de abastecimento (SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO NORTE, 2009). Entre esses açudes, destaca-se o de Santa Cruz (Figura 3) que é o segundo maior do Estado do Rio Grande do Norte. A tabela 1 mostra algumas características morfométricas do açude.

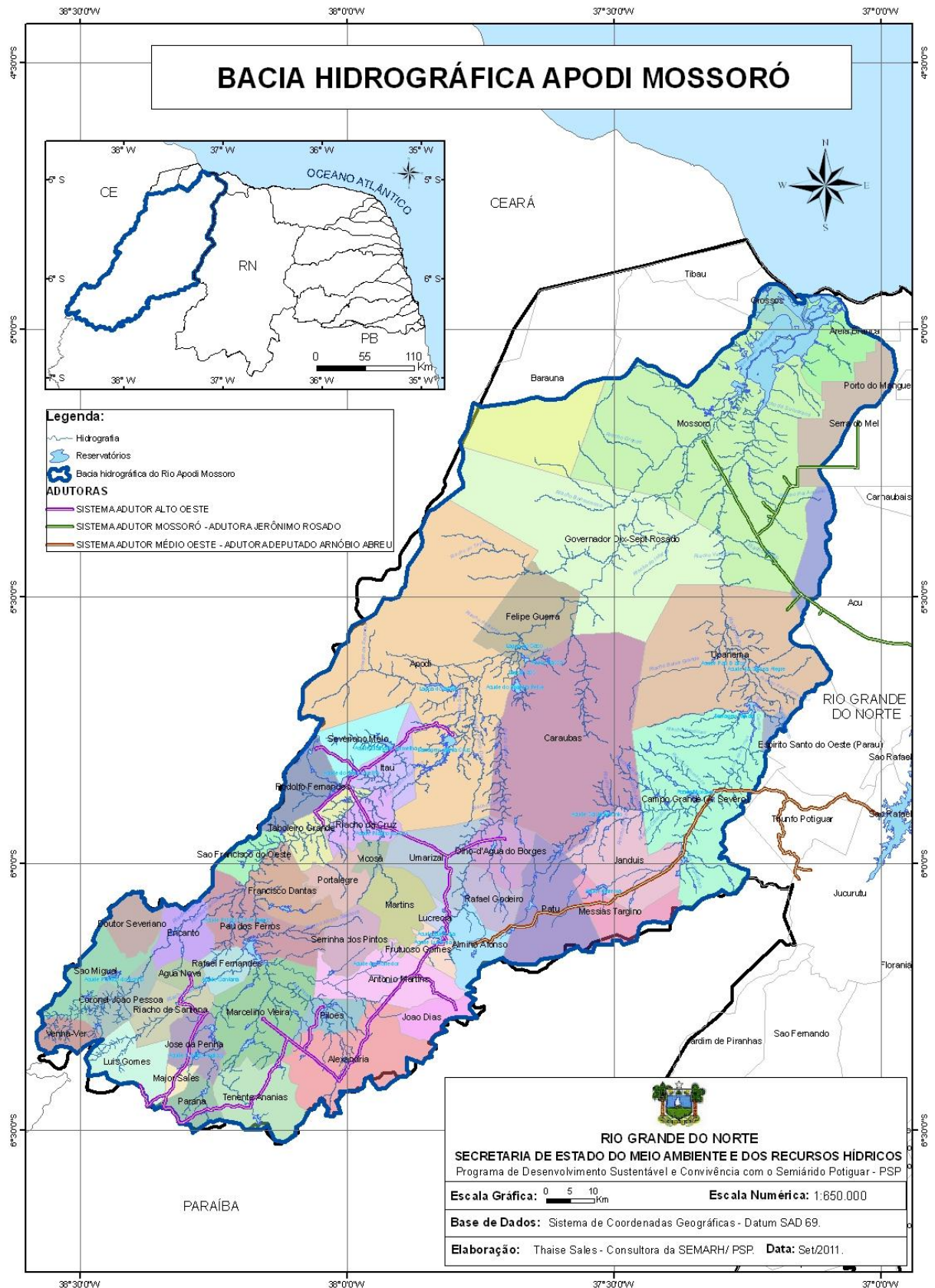


Figura 2. Bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró, mostrando os rios e reservatórios presentes na Bacia. (Fonte: SEMARH – Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos)

Tabela I – Dados gerais e características morfométricas do açude de Santa Cruz, na bacia hidrográfica Apodi/Mossoró – RN.

Açude	Santa Cruz
Coordenadas	05°45'45'' S e 37°48'00''W
Rio formador	Apodi/Mossoró
Município	Apodi
Ano de construção	2002
Precipitação média anual (mm³)	750,0
Área (km²)	4.264,00
Volume máximo (m³)	697.980.000,00
Descarga m³/s	5.700,00

O reservatório de Santa Cruz do Apodi foi construído no rio Apodi (bacia do Apodi/Mossoró) no município de Apodi/RN, com finalidades à irrigação de 9.236 ha integrando o denominado “Projeto de Irrigação Santa Cruz do Apodi”, o qual tem por finalidade o controle de cheias e regularização de vazões desse rio. Atualmente, as águas do reservatório estão sendo usadas para uma pequena atividade de piscicultura em gaiolas e existe a previsão de utilização de suas águas para abastecimento de aproximadamente 108.000 habitantes, beneficiando um total de 27 cidades do alto oeste potiguar (SEMARH, 2012).

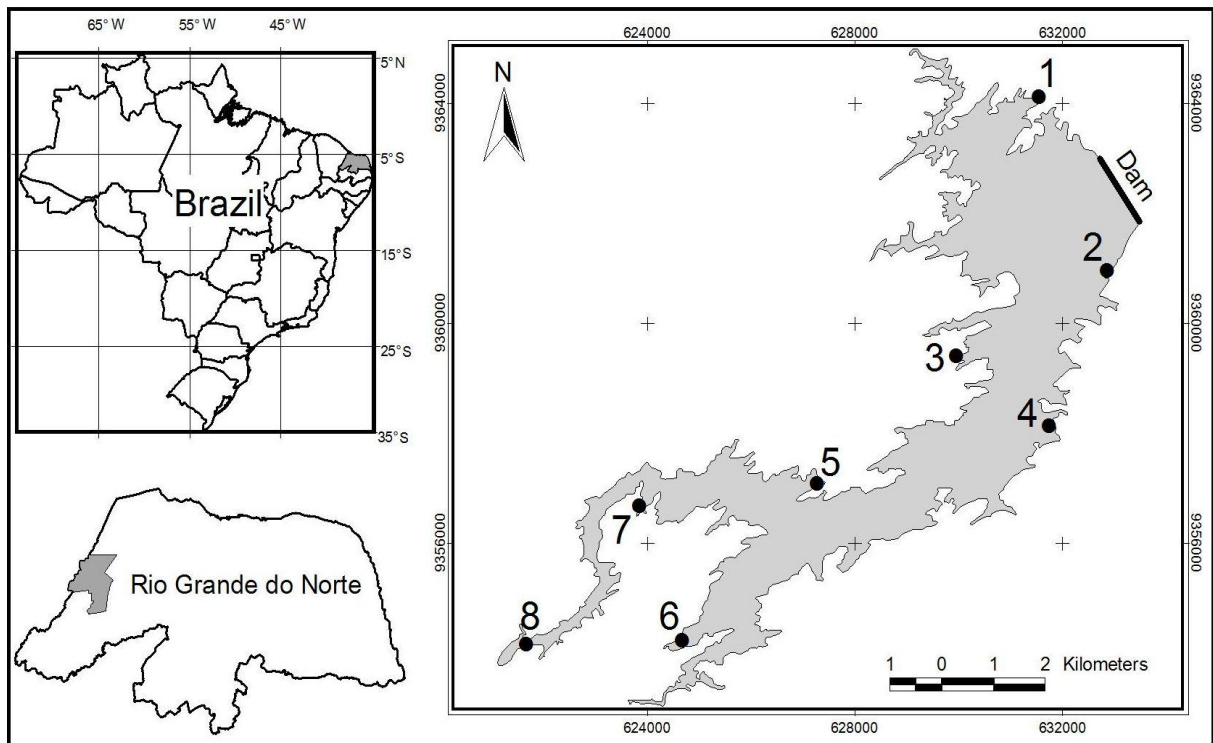


Figura 3- Localização do reservatório de Santa Cruz, bacia hidrográfica do rio Apodi/Mossoró, com a indicação dos oito pontos de amostragem (Fonte: Henry-Silva et al, 2013).

4.1.2. Caracterização dos pontos de coleta (estações de amostragem)

As amostragens foram realizadas em oito pontos distintos do reservatório de Santa Cruz. Cada ponto apresentou peculiaridades em relação a características como tipo de fundo, presença de macrófitas, erosão das margens, presença de vegetação marginal e presença de palhiteiro (árvores mortas após a formação do lago do reservatório), como descrito a seguir na tabela II.

Tabela II – Características gerais dos pontos de amostragem no reservatório Santa Cruz. Dados coletados a partir de observações *in loco* abstraídos de questionário padrão.

Ponto	Tipo de fundo	Presença de Macrófitas	Erosão das margens	Vegetação marginal	Tipo de vegetação	Quantidade de Palhiteiro
1	Lama	Moderada	Ausente	Muito estreita	Arbustiva	Moderada
2	Areia e cascalho	Baixa	Ausente	Moderada	Arbustiva	Elevada
3	Areia e cascalho	Baixa	Ausente	Extensa	Arbustiva	Moderada
4	Cascalho	Baixa	Ausente	Moderada	Arbustiva	Elevada
5	Cascalho, areia e pedra	Ausente	Ausente	Moderada	Arbustiva	Elevada
6	Cascalho, areia e pedra	Baixa	Ausente	Moderada	Arbustiva	Elevada
7	Cascalho	Ausente	Ausente	Extensa	Arbustiva	Elevada
8	Lama	Moderada	Ausente	Moderada	Arbustiva	Ausente

Os pontos de coleta também foram fotografados e organizados de acordo com sua ordem sequencial, tendo início na região lacustre (ponto 1) e final na região fluvial (ponto 8), como pode ser observado nas figuras abaixo.



Figura 4. Visão geral do Ponto 1 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN



Figura 5. Visão geral do Ponto 2 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.



Figura 6. Visão geral do ponto 3 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.



Figura 7. Visão geral do ponto 4 (Compartimento Lacustre), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.



Figura 8. Visão geral do ponto 5 (Compartimento Transição), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.



Figura 9. Visão geral do ponto 6 (Compartimento Transição), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.



Figura 10. Visão geral do ponto 7 (Compartimento Fluvial), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.



Figura 11. Visão geral do ponto 8 (Compartimento Fluvial), no reservatório de Santa Cruz – Apodi/RN.

4.2. COLETA DE DADOS

As coletas foram realizadas trimestralmente entre fevereiro de 2010 e novembro de 2011, nos oito pontos do reservatório (Figura 2). Padronizou-se em todos os pontos, o uso de redes de espera com malhas de 12, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 60, 70 mm, entre nós adjacentes, cobrindo uma área total de 301,8m². As redes foram armadas as 17h00min e retiradas as 05h00min do dia seguinte, sendo realizada uma despesca as 22h30min. Os exemplares capturados foram acondicionados em sacos plásticos e devidamente identificados com os pontos de amostragens. As amostras foram transportadas para o laboratório de Biologia do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN), Campus Apodi, onde foram triadas e identificadas até o nível taxonômico mais baixo por meio de literatura especializada (ROSA et al. 2003). Após identificação, os exemplares foram medidos (comprimento padrão (Ls) com auxílio de ictiômetro) e pesados (Wt) em uma balança analítica em gramas. A identificação do material foi confirmada por taxonomistas da Universidade Federal da Paraíba e depositada na coleção ictiológica da Universidade (número de catálogo UFPB 8933 a 8997).

4.3. ANÁLISE DOS DADOS

As regiões do reservatório de Santa Cruz foram separadas seguindo critérios de compartimentalização do reservatório em relação a sua dinâmica limnológica em três regiões: região lacustre – pontos 1, 2, 3 e 4; região de transição – pontos 5 e 6; região fluvial – pontos 7 e 8 (Figura 2). A variável resposta usada nas análises foi abundância relativa das espécies transformadas em Captura Por Unidade de Esforço (CPUE), $CPUE = C/f$, onde C, é a captura (número de indivíduos) e f = esforço, m² de rede * tempo de captura em horas, que em seguida foi padronizado por 1.000m² de rede por 24h00min.

A avaliação da assembleia em cada trecho do reservatório foi realizada usando os seguintes descritores: riqueza de espécies (S), calculada pelo estimador de Jackknife; índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') ($H' = -\sum (n_i/N) \cdot \log (n_i/N)$, onde, n_i = abundância relativa (CPUE) da espécie i e N = abundância relativa (CPUE) de todas as espécies); equitabilidade (E) ($E = H'/\log S$). O teste de ANOVA ($p < 0,05$) foi usado para verificar se

existe diferença nos valores de H' entre as regiões (KREBS, 1999; GOTELLI e COLWELL, 2011; MAURER e MCGILL, 2011).

Com os dados de CPUE foi construída uma matriz de similaridade, usando coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Os resultados desse procedimento foram apresentados em um gráfico de ordenação de escalonamento multidimensional não-métrico (MDS) para avaliar a distribuição espacial. Usamos o teste não-paramétrico, análise de similaridade one-way (ANOSIM), para testar diferenças estatísticas ($p < 0,05$) na estrutura espacial da assembleia de peixes entre as regiões (lacustre, transição e fluvial). Análise de porcentagem de similaridade nas capturas (SIMPER) foi utilizada para identificar as espécies que mais contribuem para a dissimilaridade nas capturas dentro de cada compartimento (CLARKE, 1993; CLARKE e WARWICK; 1994). Para avaliar a variação espacial dos valores da CPUE total e das famílias capturadas no reservatório, foi usado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$), uma vez que, os dados da CPUE não alcançaram os pressupostos de normalidade e homocedasticidade para realização de teste paramétrico, mesmo após transformação.

5. RESULTADOS

5.1. COMPOSIÇÃO DE ESPÉCIES

Foram capturados 6.047 indivíduos de 20 espécies, 10 famílias e 3 ordens, sendo registradas quatro espécies introduzidas, *P. squamosissimus* (Sciaenidae), *C. monoculus*, *O. niloticus* e *A. ocellatus* (Cichlidae). As espécies mais importantes em número total de indivíduos em cada região do reservatório foram: *M. dichroua*, *C. lepidura*, *T. signatus* e *P. squamosissimus* na região fluvial, o que compreendeu 89,4% do total de indivíduos capturados; *H cf. paparie*, *P. squamosissimus*, *M. dichroua*, *T. signatus*, *C. lepidura* e *P. galeatus* na região de transição (89,1%); e *P. squamosissimus*, *C. lepidura*, *M. costae*, *H cf. paparie*, *M. dichroua*, *P. galeatus*, *H. marabaricus*, *A. aff. bimaculatus* e *C. monoculus* na região lacustre (89,8%) (Tabela III). A região fluvial apresentou o maior valor médio de CPUE, 4,2687 ind. 1.000m²x24h, enquanto as regiões de transição e lacustre tiveram valores médios de CPUE de 0,4686 ind. 1.000m²x24h e 0,2180 ind. 1.000m²x24h, respectivamente, com diferença significativa ($p < 0,05$) (Figura 12).

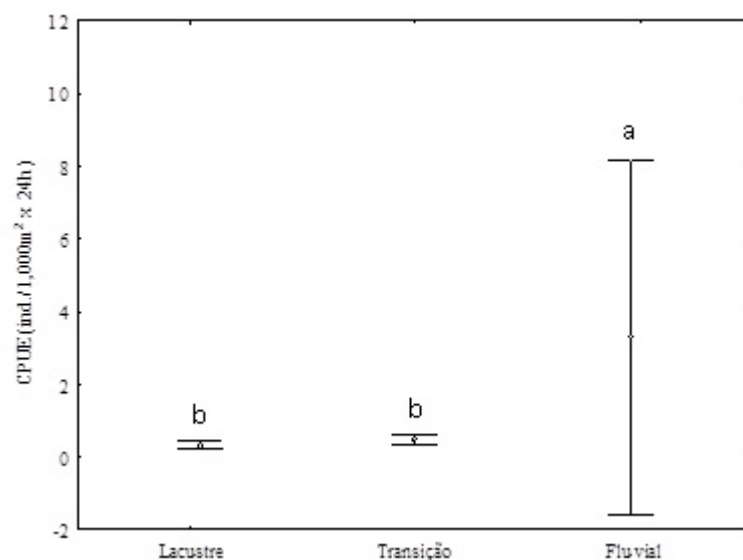


Figura. 12. Distribuição espacial de captura por unidade de esforço no reservatório de Santa Cruz. Barra = desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas (ANOVA).

Tabela III – Número de indivíduos, frequência e captura por unidade de esforço (CPUE; indivíduos/1.000m² x 24 horas - ± desvio padrão) para as espécies e parâmetros de diversidade (número de espécies, riqueza estimada de Jackknife, índice de diversidade de Shannon-Wiener e abundância) obtidos no reservatório de Santa Cruz.

Espécies	Origem	N			%			CPUE (ind/1.000m² x 24h)		
		Fluvial	Transição	Lacustre	Fluvial	Transição	Lacustre	Fluvial	Transição	Lacustre
Characiformes										
CHARACIDAE										
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i>	Endêmica	34	3	3	0.83	0.44	0.24	0.0497 (±0.108)	0.0041 (±0.016)	0.0020 (±0.011)
<i>Astyanax</i> aff. <i>bimaculatus</i>	Endêmica	20	1	52	0.49	0.15	4.09	0.0292 (±0.042)	0.0013 (±0.005)	0.0356 (±0.073)
<i>Moenkausia dichrourea</i>	Endêmica	1709	98	132	41.75	14.35	10.39	2.5017 (±3.745)	0.1344 (±0.342)	0.0905 (±0.238)
<i>Moenkausia costae</i>	Endêmica	11	0	191	0.27	-	15.03	0.0161 (±0.042)	-	0.1310 (±0.286)
<i>Triportheus signatus</i>	Alóctone	413	59	46	10.09	8.64	3.62	0.6045 (±0.504)	0.0809 (±0.113)	0.0315 (±0.048)
PROCHILODONTIDAE										
<i>Prochilodus brevis</i>	Endêmica	20	8	4	0.49	1.17	0.31	0.0292 (±0.038)	0.0109 (±0.017)	0.0027 (±0.009)
CURIMATIDAE										
<i>Curimatella lepidura</i>	Endêmica	1138	58	217	27.80	8.49	17.07	1.6658 (±2.946)	0.0795 (±0.120)	0.1489 (±0.237)
ANOSTOMIDAE										
<i>Leporinus piau</i>	Endêmica	63	23	33	1.54	3.37	2.60	0.0922 (±0.120)	0.0315 (±0.033)	0.0226 (±0.024)
<i>Leporinus taeniatus</i>	Alóctone	2	0	0	0.05	-	-	0.0029 (±0.011)	-	-
ERYTHRINIDAE										
<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i>	Endêmcia	39	11	62	0.95	1.61	4.88	0.0570 (±0.059)	0.0150 (±0.017)	0.0425 (±0.047)
Siluriformes										
AUCHENIPTERIDAE										
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Endêmica	36	45	74	0.88	6.5-9	5.82	0.0526 (±0.056)	0.0617 (±0.061)	0.0507 (±0.044)
HEPTAPTERIDAE										
<i>Pimelodella</i> sp.	Alótone	1	0	0	0.02	-	-	0.0014	-	-

								(±0.005)		
LORICARIIDAE										
<i>Hypostomus cf. paparie</i>	Endêmica	126	221	149	3.08	32.36	11.70	0.1844	0.3032	0.1022
								(±0.127)	(±0.163)	(±0.122)
<i>Loricariichthys derbyi</i>	Alóctone	29	2	3	0.71	0.29	0.24	0.0424	0.0027	0.0020
Perciformes								(±0.059)	(±0.010)	(±0.006)
SCIAENIDAE										
<i>*Plagioscion squamosissimus</i>	Alóctone	407	130	222	9.94	19.03	17.47	0.5957	0.1784	0.1523
								(±0.621)	(±0.125)	(±0.155)
CICHLIDAE										
<i>Cichlassoma orientale</i>	Endêmica	3	0	0	0.07	-	-	0.0049	-	-
								(±0.009)		
<i>*Cichla monoculus</i>	Alóctone	34	12	49	0.83	1.76	3.86	0.0497	0.0164	0.0336
								(±0.055)	(±0.021)	(±0.061)
<i>Crenicichla menesezi</i>	Endêmica	7	10	32	0.17	1.46	2.52	0.0102	0.0137	0.0219
								(±0.016)	(±0.026)	(±0.050)
<i>*Oreochromis niloticus</i>	Exótica	1	1	2	0.02	0.15	0.16	0.0014	0.0013	0.0013
								(±0.005)	(±0.005)	(±0.007)
<i>*Astronotus ocellatus</i>	Alóctone	0	1	0	-	0.15	-	-	0.0013	-
									(±0.005)	
Total de espécies		19	16	16						
estimativa de Jackknife (SD)		21.8	20.0 (±	17.9 (±						
		(±1.5)	1.8)	1.3)						
Índice de Diversidade de Shannon-Winer (H')		2.374 ^a	2.878 ^b	2.878 ^b						
Equitabilidade (J')		0.558	0.715	0.715						

Shannon-Winer – Letras diferentes indicam significados diferentes.

*Espécies exóticas

As famílias Characidae e Cichlidae tiveram o maior número de espécies ($n=5$), seguido pelas famílias Loricariidae e Anostomidae ($n=2$) e as demais famílias, Prochilodontidae, Curimatidae, Erythrinidae, Auchenipteridae, Heptapteridae e Sciaenidae, foram representadas por apenas uma espécie. As famílias com maior CPUE na região fluvial foram Characidae, 3,2014 ind/1.000m²x24h (53,4%); Curimatidae 1,6658 ind/1.000m²x24h (27,8%) e Sciaenidae, 0,5957 ind/1.000m²x24h (9,9%). Na região de transição, Loricariidae, 0,3060 ind/1.000m²x24h (32,6%); Characidae, 0,2209 ind/1.000m²x24h (23,6%) e; Sciaenidae; 0,1784 ind/1.000m²x24h (19,0%) foram as famílias mais abundantes. Characidae, 0,2909 ind/1.000m²x24h (33,3%); Sciaenidae 0,1523 ind/1.000m²x24h (17,5%); Curimatidae, 0,1489 ind/1.000m²x24h (17,1%) e; Loricariidae, 0,1043 ind/1.000m²x24h (11,9%) foram as famílias mais abundantes na região lacustre do reservatório (Figura 13).

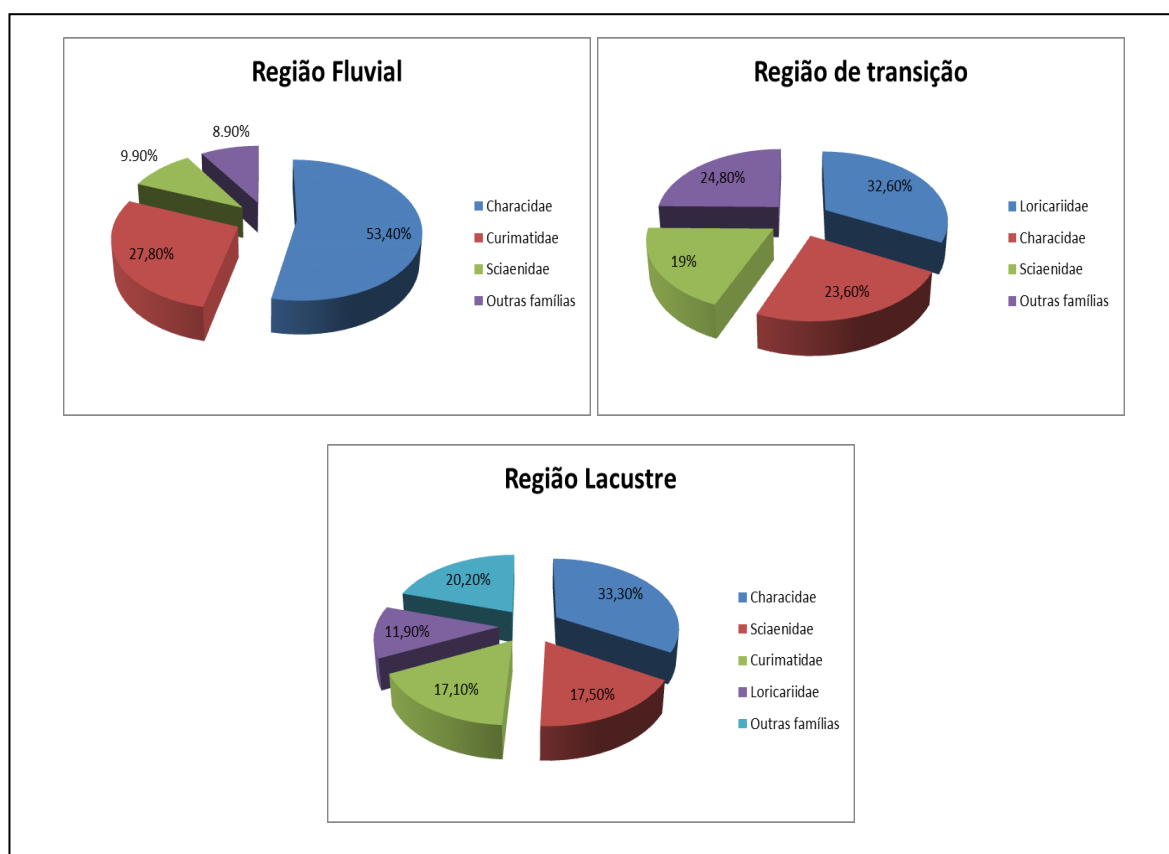
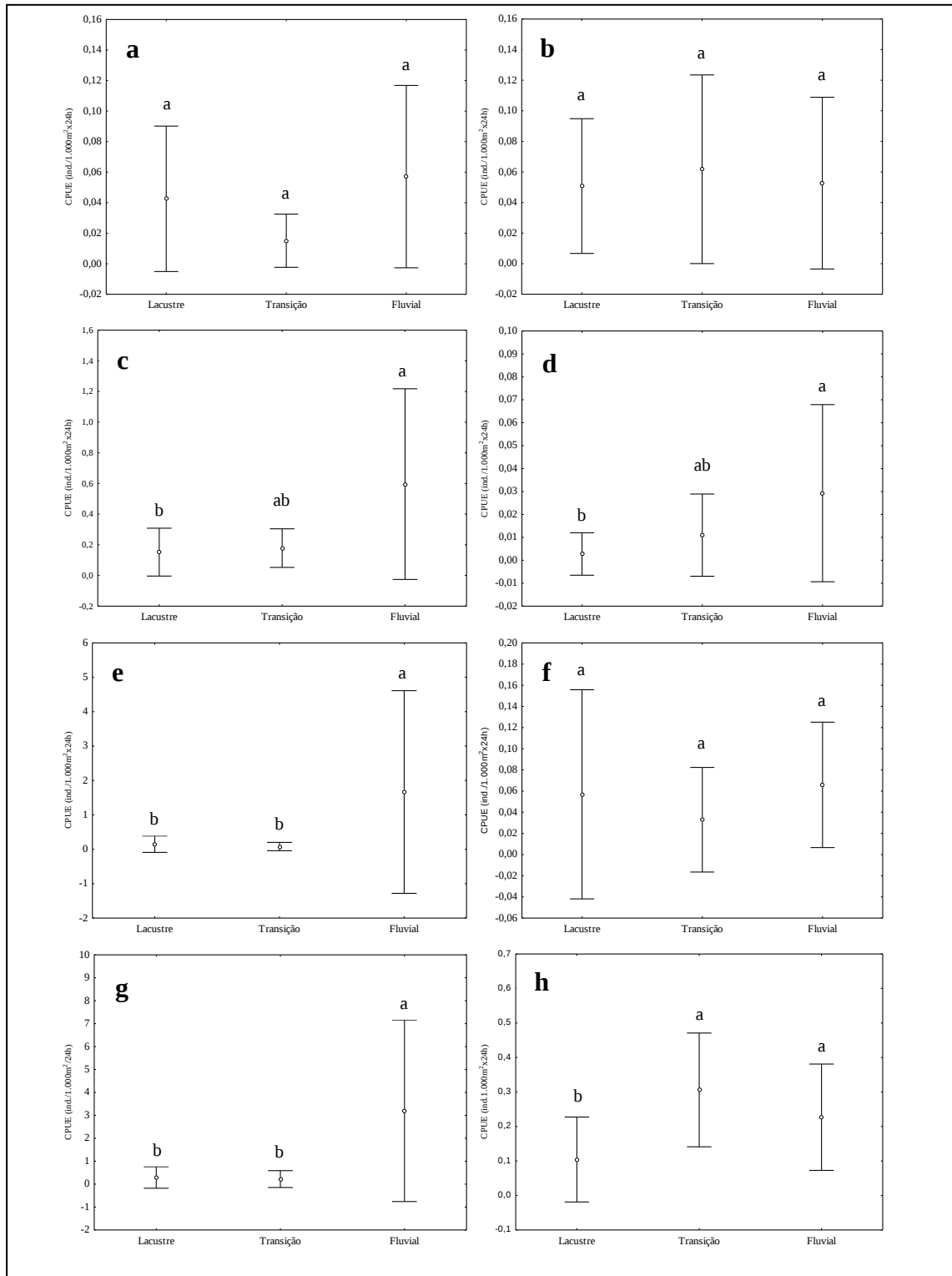


Figura 13. Gráficos mostrando as três regiões do reservatório e apontando a abundância de cada família por região.

As famílias Sciaenidae ($p=0,001$), Prochilodontidae ($p<0,001$), Curimatidae ($p<0,001$), Characidae ($p=0,000$) e Loricariidae ($p=0,000$) apresentaram diferenças na abundância entre as regiões do reservatório, fato não observado após as análises estatísticas,

para as famílias Erithrynidae, Auchenipteridae, Cichlidae e Anostomidae onde não se constatou diferenças das famílias entre as regiões do reservatório (Figura 14).



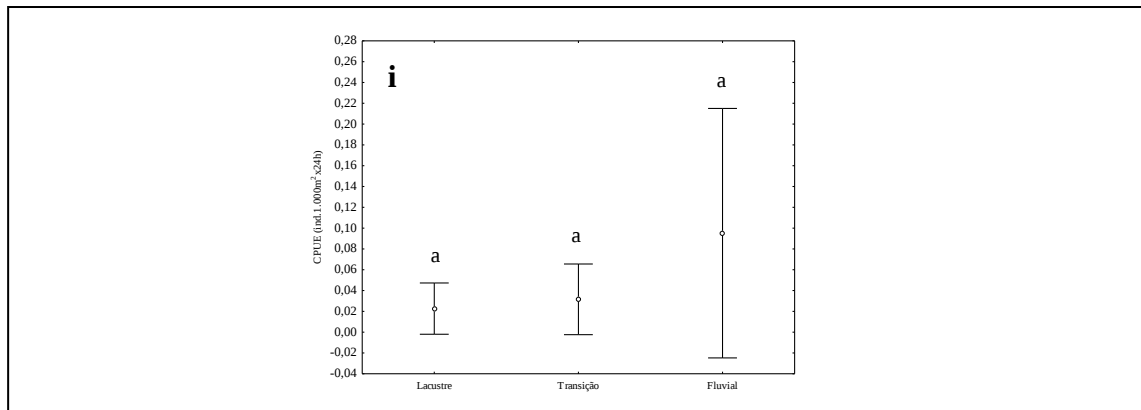


Figura 14. Distribuição espacial da captura por unidade de esforço para as famílias capturadas no reservatório de Santa Cruz. BAR = desvio padrão. Letras diferentes indicam significados estatisticamente diferentes. a) família Erithrynidae; b) família Auchenipteridae; c) família Sciaenidae; d) família Prochilodontidae; e) Família Curimatidae; f) família Cichlidae; g) família Characidae; h) família Loricaridae; i) família Anostomidae.

5.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES E DIVERSIDADE

A região fluvial foi a que apresentou maior número de espécies capturadas (19 espécies) e as regiões de transição e lacustre apresentaram o mesmo número de espécies capturadas (16 espécies). A maior riqueza de espécies (S) estimado com o método Jackknife, foi na região fluvial ($21,8 \pm 1,5$; intervalo de confiança (95%) 18,6 – 25,0), seguido pela região de transição ($20,0 \pm 1,8$; intervalo de confiança (95%) 16,9 – 24,5) e região lacustre ($17,9 \pm 1,3$; intervalo de confiança (95%) 15,2 – 20,7). Os resultados de diversidade (H') e equitabilidade (J') apresentaram tendências diferentes da riqueza de espécies (S), com as regiões de transição e lacustre com os maiores valores ($H' = 2,878$ e $J' = 0,715$, para as duas regiões), seguido da região fluvial ($H' = 2,374$ e $J' = 0,558$). O teste de ANOVA indicou haver diferenças ($p < 0,05$) entre H' da região fluvial com as regiões lacustre e transição (Tabela III).

5.3. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL

Embora haja pequena sobreposição, os locais de amostragem da região fluvial estão separados no diagrama de ordenação dos locais de amostragem das regiões de transição e lacustre. Diferença significativa existiu entre as assembleias das diferentes regiões do reservatório de acordo com os resultados da ANOSIM ($R_{\text{global}} = 0,2956$; $p < 0,0001$; 10.000 permutações) (Figura 15). A comparação de cada par diferenciou estatisticamente a região fluvial das regiões de transição ($R = 0,5383$, $p < 0,000$) e lacustre ($R = 0,4893$, $p < 0,000$), e não houve diferença estatisticamente significativa (ANOSIM) entre as regiões de transição e lacustre ($R = 0,0284$, $p = 0,2642$). A média de dissimilaridade entre a região fluvial e as regiões de transição e lacustre foi de 80,55% e 76,37, respectivamente. As espécies *M. dichroua*, *C. lepidura*, *T. signatus* e *P. squamosissimus* foram identificadas como as principais discriminadoras entre a região fluvial e as regiões de transição e lacustre (Tabela IV).

Tabela IV – Resultados da análise de SIMPER indicando a contribuição das espécies dissimilares entre a região fluvial e a lacustre e entre a região fluvial e a de transição no reservatório de Santa Cruz.

Zona fluvial versus Zona lacustre: Média geral de dissimilaridade: 80.55%			Zona Fluvial versus Zona de Transição: Média geral de dissimilaridade: 76.37%		
Taxon	Contribuição	Cumulativo (%)	Taxon	Contribuição	Cumulativo (%)
<i>Moenkausia dichroua</i>	25.09	31.14	<i>Moenkausia dichroua</i>	25.26	33.08
<i>Curimatella lepidura</i>	18.87	54.57	<i>Curimatella lepidura</i>	18.52	57.34
<i>Triportheus signatus</i>	13.19	70.95	<i>Triportheus signatus</i>	11.99	73.04
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	7.67	80.47	<i>Plagioscion squamosissimus</i>	6.99	82.20
<i>Hypostomus cf. paparie</i>	3.66	85.03	<i>Hypostomus cf. paparie</i>	4.99	88.74
<i>Moenkausia costae</i>	2.74	88.43	<i>Leporinus piau</i>	2.14	91.55
<i>Leporinus piau</i>	2.18	91.15	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	1.38	93.36
<i>Hoplias gr. malabaricus</i>	1.31	92.77	<i>Hoplias gr. malabaricus</i>	1.12	94.84
<i>Cichla monoculus</i>	1.27	94.36	<i>Cichla monoculus</i>	1.07	96.24
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	1.21	95.86	<i>Prochilodus brevis</i>	0.62	97.05
<i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	0.99	97.09	<i>Loricariichthys derbyi</i>	0.58	97.81
<i>Prochilodus brevis</i>	0.62	97.87	<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	0.55	98.54
<i>Crenicichla menesezi</i>	0.58	98.60	<i>Crenicichla menesezi</i>	0.48	99.17
<i>Loricariichthys derbyi</i>	0.57	99.31	<i>Astyanax aff. bimaculatus</i>	0.47	99.79
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	0.55	100	<i>Moenkausia costae</i>	0.16	100

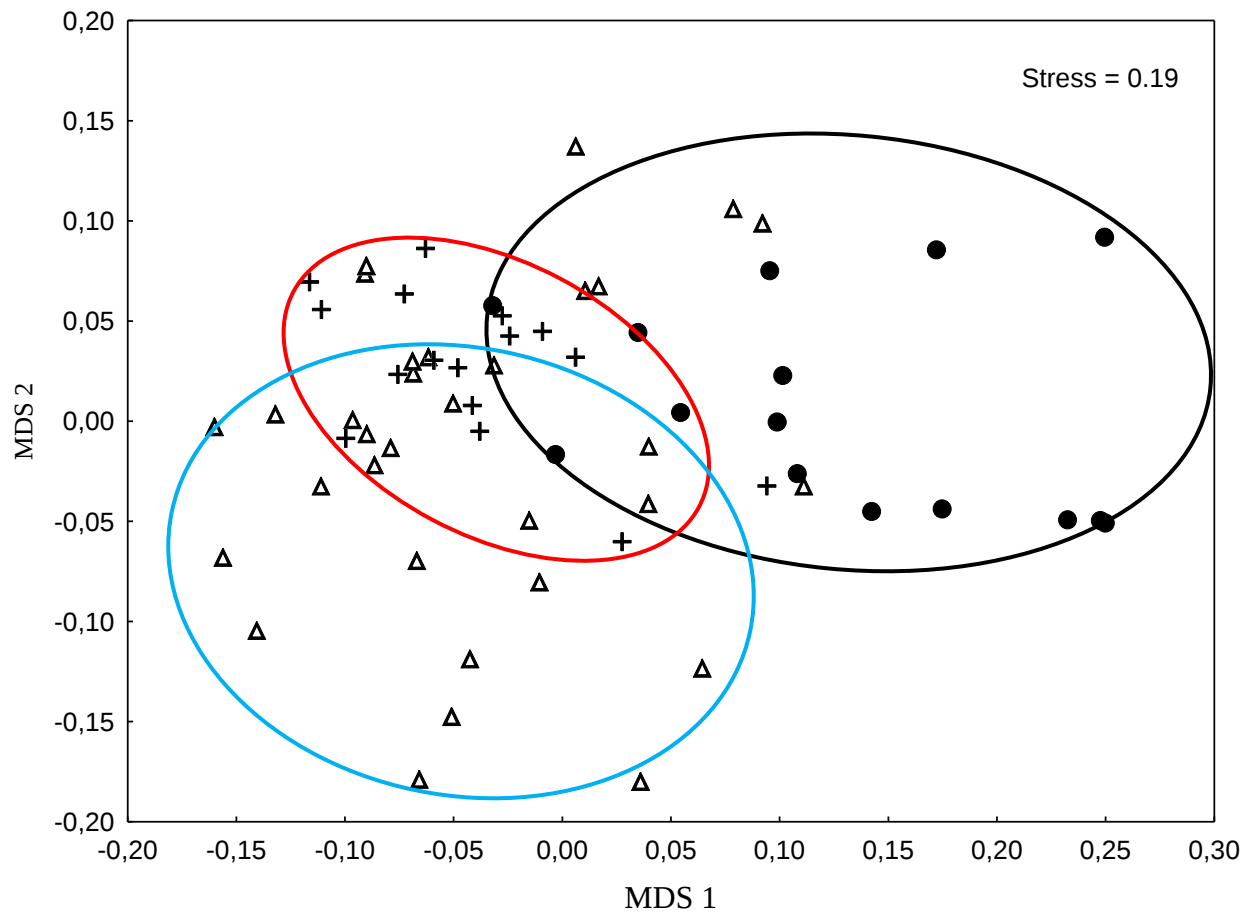


Figura 15. Gráfico MDS ordenação da relação entre a comunidade de peixes e as zonas do reservatório Santa Cruz. ●Região Fluvial; + Região de Transição; △ Região Lacustre.

Diferentes assembleias de peixes foram encontradas entre as regiões do reservatório, baseado nos dados de abundância (CPUE) dos peixes, de acordo com a ordenação MDS comparando as regiões fluvial, transição e lacustre (Figura 16).

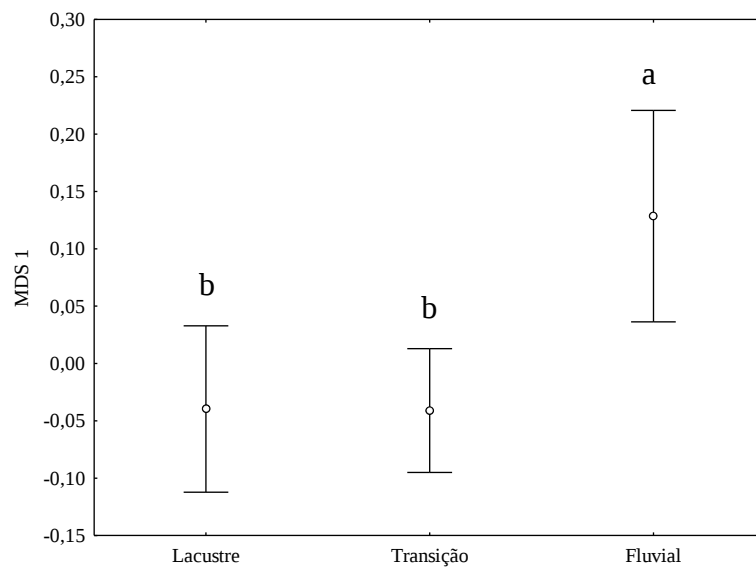


Figura 16. Valores médios do primeiro eixo da MDS aplicada à captura por unidade de esforço nas três zonas do reservatório de Santa Cruz. Barra = desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças estatisticamente significativas.

6. DISCUSSÃO

A composição da ictiofauna do reservatório de Santa Cruz seguiu o padrão dos reservatórios brasileiros e de outros países, que é formada por uma combinação das espécies nativas presentes no rio antes do represamento e por espécies introduzidas (FERNANDO e HOLČIK, 1991). No Brasil, a introdução de espécies, de outros países bem como a transferência de espécies entre bacias hidrográficas brasileiras, em reservatórios foi prática comum em décadas passadas com objetivo de mitigar os efeitos negativos desse tipo de empreendimento sobre a pesca (AGOSTINHO et al., 2007a). No semiárido do Brasil a partir da década de 1950, diversas espécies foram introduzidas em reservatórios de abastecimento públicos, bem como em pequenos açudes particulares, pelo Departamento Nacional de Obras Contra as Secas (DNOCS) com objetivo de incrementar a produção pesqueira. Entre as espécies introduzidas estão *P. squamosissimus*, *C. monoculus* e *O. niloticus*, (FONTENELE e PEIXOTO, 1978; GURGEL e OLIVEIRA, 1987; LEÃO et al.; 2011).

Por se tratar de um reservatório recente e, pelo amplo conhecimento dos danos que espécies introduzidas causam ao ambiente, é provável que essas espécies tenham invadido o reservatório de Santa Cruz através de escapes, inundações de pequenos açudes particulares durante o enchimento do reservatório ou de forma clandestina por pescadores (profissionais e/ou esportivos), uma vez que não existem registros de introdução dessas espécies nesse reservatório. Porém, a expansão da atividade de piscicultura em tanques-redes no reservatório de Santa Cruz, e os eventuais escapes de indivíduos durante todas as etapas de manejo dessa atividade, explicam o potencial de invasão para *O. niloticus*, podendo causar diversos efeitos negativos no reservatório (ATTAYDE et al., 2007).

Em reservatórios localizados em outras regiões climáticas brasileiras, a maior CPUE foi encontrada na região fluvial (CARVALHO et al., 1998; ARAUJO e SANTOS, 2001; BRITO e CARVALHO, 2006; PETESSE et al., 2007; TERRA et al., 2010). Os estudos citados atribuíram a maior CPUE na região fluvial a um maior número de micro-habitats disponível para peixes, além de uma maior quantidade de recursos alimentares autóctones e alóctones (provenientes da vegetação riparia) disponíveis, enquanto as regiões lacustre e transição, comparativamente, possuíam as margens menos estruturadas, principalmente em virtude da retração do nível da água, fazendo com que as margens dessas regiões do reservatório permaneçam sem vegetação por determinado tempo do ano, disponibilizando

menos recursos alimentares quando comparado com a região fluvial. No reservatório de Santa Cruz a maior CPUE ocorreu na região fluvial, estando assim de acordo com o observado em outros reservatórios e é provável que, assim como em outros reservatórios, a maior estruturação do ambiente na região fluvial seja a explicação para o resultado encontrado.

A família Characidae, a mais abundante e com maior número de espécie registradas no reservatório de Santa Cruz, possui uma ampla distribuição geográfica em ambientes de água doce Neotropical (BRITSKI, 1972) e as espécies de pequeno porte dessa família são típicas de reservatórios pequenos (ARAÚJO e SANTOS, 2001), principalmente após a sua formação (AGOSTINHO et al., 1999). Algumas hipóteses para o sucesso dessas espécies de pequeno porte da família Characidae em reservatórios são a alta flexibilidade alimentar, consumindo principalmente insetos aquáticos e terrestres (HAHN e FUGI, 2007) e a capacidade de completar o seu ciclo de vida em ambientes lênticos (CASIMIRO et al., 2011).

Moenkausia dichroua, *Curimatella lepidura* e *Plagioscion squamosissimus*, foram as espécies mais abundantes no reservatório de Santa Cruz. *Plagioscion squamosissimus* é uma espécie Amazônica e que foi amplamente introduzida em diversos reservatórios brasileiros em todas as bacias hidrográficas, obtendo sucesso em muitos deles (AGOSTINHO et al., 2007a). Apesar de, em ambientes naturais, *P. squamosissimus* habitar regiões mais lênticas (STEFANI e ROCHA, 2009), no reservatório Santa Cruz, a espécie apresentou uma distribuição espacial com maior abundância na região fluvial. Este fato está associado a disponibilidade de recursos alimentares da região, principalmente nos períodos mais secos em que as espécies precisam se adaptar ao ambiente oligotrófico do reservatório (TUNDISI, 1999).

Os Characiformes, *M. dichroua* (CHARACIDAE) e *C. lepidura* (CURIMATIDAE), foram mais abundantes na região fluvial do reservatório. Estudo com *M. dichroua* no reservatório de Manso (região central do Brasil) encontrou uma maior abundância dessa espécie nas regiões lacustre e transição (SILVA e HAHN, 2009), sendo diferente do que foi encontrado nesse estudo para a espécie. O estudo citado relacionou a abundância de *M. dichroua* com a disponibilidade de recursos alimentares, especialmente zooplâncton, e sua habilidade em explorar esse recurso.

No reservatório de Santa Cruz, ainda não há informações sobre o hábito alimentar de *M. dichroua*, entretanto, é provável que sua elevada abundância na região fluvial do reservatório esteja relacionada com a disponibilidade de recursos alimentares na região e um maior número de refúgios contra predadores, especialmente aves e peixes. *Curimatella*

lepidura foi mais abundante na região fluvial do reservatório de Santa Cruz, mas, também teve elevada abundância na região lacustre do reservatório. Esse padrão de abundância e distribuição de *C. lepidura* sugere que a espécie utiliza diferentes regiões do reservatório para diferentes atividades do seu ciclo de vida (alimentação e reprodução), como observado para outras espécies de Characiformes em reservatórios brasileiros (GUBIANI et al., 2007; MONTENEGRO et al., 2010; GURGEL et al., 2002). É importante destacar a alta abundância de *H. cf. paparie* na região de transição, onde foi a espécie mais abundante. Uma característica da região de transição foi o fundo formado por pedras o que favorece o crescimento de algas perifíticas, que são o principal item alimentar das espécies do gênero *Hypostomus* (CORRÊA et al., 2011).

Os estudos em reservatórios indicaram que a região fluvial possui uma maior riqueza de espécies, índice de diversidade e equitabilidade (ARAÚJO e SANTOS, 2001; OLIVEIRA et al. 2004; BRITTO e CARVALHO, 2006; CARVALHO et al. 2005; SMITH e PETRERE Jr., 2008; TERRA et al. 2010). No reservatório de Santa Cruz, a maior riqueza de espécie foi observada na região fluvial, porém, os índices de diversidade e equitabilidade foram maiores nas regiões lacustres e transição. A maior riqueza de espécies na região fluvial dos reservatórios esta relacionada a um maior número de micro-habitats presentes nessa região (AGOSTINHO et al., 1999). A elevada dominância de *C. lepidura*, *M. dichroua* e *T. signatus* diminui os valores do índice de diversidade e da equitabilidade na região fluvial, enquanto, nas regiões lacustre e transição a dominância das espécies mais abundantes, *P. galeatus*, *H. cf. paparie* e *P. squamosissimus*, foi menor, explicando assim os maiores valores do índice de diversidade e equitabilidade nessas regiões.

Estudos em reservatórios brasileiros, localizados em outras regiões climáticas, mostraram que espacialmente diferentes assembleias de peixes foram encontradas entre as regiões (lacustre, transição e fluvial) do reservatório (ARAÚJO e SANTOS, 2001; OLIVEIRA et al. 2004; BRITTO e CARVALHO, 2006; CARVALHO et al. 2005; SMITH e PETRERE Jr., 2008; TERRA et al. 2010). O resultado desse estudo mostrou que o reservatório de Santa Cruz apresentou diferenças espaciais na estrutura de assembleia, entretanto, as regiões lacustre e transição, apresentaram assembleia de peixes semelhantes e foram diferentes da assembleia de peixes da região fluvial. Desta maneira, a estrutura espacial da assembleia de peixes do reservatório de Santa Cruz, diferenciou-se do padrão de estruturação espacial das assembleias de peixes dos reservatórios de outras regiões climáticas.

Os reservatórios do semiárido brasileiro foram construídos com objetivos de abastecimento doméstico e uso agropecuário, enquanto que os reservatórios de outras regiões foram construídos com a finalidade de geração de energia elétrica. Como consequência das diferentes finalidades, o manejo dos reservatórios é diferente. Enquanto os reservatórios do semiárido acumulam o máximo de água possível durante o período de chuva para uso durante o período de seca, os reservatórios hidroelétricos funcionam de acordo com a demanda de energia. Outra diferença marcante entre os reservatórios do semiárido e de outras regiões, é que os rios formadores dos reservatórios do semiárido são intermitentes, recebendo água apenas no curto período de chuva na região, no máximo de quatro meses no ano (ROSA et al., 2003), enquanto que, os reservatórios de outras regiões, são formados por rios perenes com fluxo de água durante todo o ano.

Observa-se também, entre os reservatórios do semiárido, o elevado tempo de retenção da água, que pode chegar a três anos devido à intermitência dos rios e à baixa quantidade de água liberada pelo vertedouro para perenização do rio, como é o caso do Santa Cruz. Por outro lado, os reservatórios hidroelétricos liberam água continuamente para o rio a jusante, tendo um tempo de residência da água menor. Em virtude dessas diferenças, as dinâmicas de funcionamento desses ecossistemas e as características físico-químicas da água são os principais fatores que interferem na distribuição dos organismos e na estruturação das assembleias. Assim, as diferenças da estruturação espacial da assembleia de peixe e a biodiversidade do reservatório de Santa Cruz em relação a outros reservatórios brasileiros estão relacionadas com as diferenças entre os ecossistemas.

7. CONCLUSÕES

- A composição da ictiofauna do reservatório de Santa Cruz é formada por uma combinação das espécies nativas já presentes no rio, antes do represamento, e por espécies introduzidas.
- A região com maior CPUE foi a fluvial.
- As família com maior abundância foram a CHARACIDAE representada, principalmente, pelas espécies *M. dichroua*, e CURIMATIDAE representada por *C. lepidura*.
- A espécie *M. dichroua* apresentou maior abundância na região fluvial.
- Os valores de diversidade de Shannon-Winner e equitabilidade foram menores na região fluvial, contrariando estudos anteriores.
- Foram identificadas duas assembleias distintas: uma na região fluvial e outra semelhante entre as regiões de transição e lacustre.

8. REFERÊNCIAS

- AB´ SABER, A. N. **Significado Geomorfológico da rede hidrográfica do Nordeste oriental brasileiro**. Boletim Geográfico. 15: 459-464. 1957.
- AB´ SABER, A. N. **The Caatinga Domain**. In: S. Monteiro & L. Kaz (eds) Caatinga-Sertão, Sertanejos. Editora Livroarte, Rio de Janeiro. p 47-55. 1995.
- AGOSTINHO, A. A.; JÚNIOR, H. F. J., BORGHETTI, J. R. **Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação**. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. Revista UNIMAR, Maringá, pg 089 – 107. Outubro de 1992.
- AGOSTINHO, A.A., JULIO JR., H.F. e TORLONI, C.E. **Impactos causados pela introdução e transferência de espécies aquáticas: uma síntese**. In: Seminário Sobre a Fauna Aquática e o Setor Elétrico Brasileiro. Caderno II. Rio de Janeiro: COMASE/Eletrobrás. , 1994.
- AGOSTINHO, A. A.; JULIO JR., H. F. **“Ameaça ecológica: peixes de outras águas”**. Ciência Hoje, v. 21, n.124. p. 36-44. 1996.
- AGOSTINHO, A.A., HAHN, N.S., GOMES, L.C. e BINI, L.M. Estrutura trófica. In VAZZOLER, A.E.A.M., AGOSTINHO, A.A. e HAHN, N.S. (Orgs.). **A Planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM. p. 229-248. 1997.
- AGOSTINHO, A. A., L. E. MIRANDA, L. M. BINI, L. C. GOMES, S. M. THOMAZ & H. I. SUZUKI. **Patterns of colonization in Neotropical reservoirs, and prognoses on aging**. Pp. 227-265. In: Tundisi, J.G & M. Straškraba (Eds.) Theoretical reservoir ecology and its applications. São Carlos, International Institute of Ecology. 585p. 1999.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. UEM, Maringá. 501p. 2007a.

AGOSTINHO, A. A., Marques, E. E., Agostinho, C. S., Almeida, D. A., Oliveira, R. J., Melo, J. R. B. **Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes?** *Neotrop. ichthyol.* [online]. vol.5, n.2, pp. 121-130. 2007b.

AGOSTINHO, A. A. ; Pelicice, F. M. ; Gomes, L. C. . **Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, p. 1119-1132, 2008.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Regiões Hidrográficas. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>> Acesso em: 30/07/2012. 2008.

ARAÚJO, F. G., SANTOS, L. N. **Distribution of fish assemblages in Lages reservoir, Rio de Janeiro, Brazil.** *Brazil Journal of Biology*. 61(4): 563-576. 2001.

ARRUDA, M. B. **Ecosistemas brasileiros.** Brasília: IBAMA. 49p. 2001.

ATTAYDE, J. L., OKUN, N., BRASIL, J., MENEZES, R. F., MESQUITA, P., **Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do Bioma Caatinga.** *Oecologia Australis*. 11, 450 – 461. 2007.

BARRELA, W. **Princípios básicos de metodologia aplicados em estudos ambientais.** Terra Gasta: a questão ambiental. 1992.

BIANCHINI Jr, I. **Água como ambiente para a manutenção da fauna aquática.** In Seminário Sobre Fauna Aquática e o Setor Elétrico. Caderno 1 – Fundamentos. (COMASE). P. 7-17. Rio de Janeiro. 1994.

BRAGA, FMS. and BRAGA, MAAS., 1987. **Estudo do hábito alimentar de *Prionotus punctatus* (Bloch, 1797) (Teleostei, Triglidae), na região da ilha Anchieta, Estado de São**

Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Biologia = Brazilian Journal of Biology, vol. 47, no. 1/2, p. 31-36.

BRITO, S. G. de C., CARVALHO, E. D. **Ecological attributes of fish fauna in the Taquaraçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution.** Acta. Limnol. Bras. 18(4): 377-388. 2006.

BRITSKI, H.A. **Peixes de água doce do Estado de São Paulo: Sistemática.** In: Branco, S.M. (Ed.). Poluição e Piscicultura. São Paulo, Brasil: Faculdade de Saúde Pública da USP e Instituto de Pesca. São Paulo. pp. 79-108. 1972.

BROWN, J. H. On the relationship between abundance and distribution of species. **The American naturalist.** n. 124, p. 255 – 279, 1984.

CARVALHO, J. L.; MERONA, B. **Estudos sobre dois peixes migratórios do baixo Tocantins, antes do fechamento da barreira de Tucuruí.** *Amazoniana*.9(4) 595 – 607, 1986.

CARVALHO, E.D., FUJIHARA, C.Y., HENRY, R., **Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites.** Verh. Int. Ver. Limnol. 26, 2199-2202. 1998.

CARVALHO, E. D. ; MARCUS, L. R. ; FORESTI, F. ; SILVA, V. F. B. da . **Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (Upper Paraná River Basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage.** Acta Limnologica Brasiliensia, Botucatu, v. 17, n.1, p. 45-56, 2005.

CASIMIRO, A.C.R., GARCIA, D.A.Z., ALMEIDA F.S., ORSI, M.L., **Reproductive aspects of Moenkhausia intermedia Eigenmann, 1908 (Pisces, Characidae) in the Upper Paraná River Basin, Brazil.** ISRN Zoology, 1-8. 2011.

CASTRO, R. M. C.; ARCIFA, M. S. **Comunidades de peixes em reservatórios no sul do Brasil**. Ver. Bras. Biol. 47(4): p. 493-500. 1987.

CESP. **A pescada-do-piauí *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo - CESP**. CESP, Sér. Pesq. Des., São Paulo, 84:1-23. . 1993

CLARKE, K. R. **Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure**. Australian Journal of Ecology. 18, 117-143. 1993.

CLARKE, K.R., WARWICK, R.M., **Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation**. Natural environment research council, Plymouth. 1994.

CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHOU, E. **Invasive species are a leading cause of animal extinctions**. Trends in Ecology and Evolution. 20: 110. 2005.

CORRÊA, C.E., ALBRECHT, M.P., HAHN, N.S., **Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the season Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin**. Neotropical Ichtyol. 3, 637-646. 2011

DESHMUKH, I. **Ecology and tropical biology**. Palo Alto: Blackwell Scientific Publications, 1986.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA A SECA (DNOCS). Transposição do Rio São Francisco. Disponível em: <<http://www.dnocs.gov.br/>> Acesso em: 31/07/2012. 2012.

ESPÍNDOLA, E.L.G., BRANCO, M.C.B., FRACÁCIO, R., GUNTZEL, A.M., MORETTO, E.M., PEREIRA, R.H.G. Organismos Aquáticos. In RAMBALDI, D.M. e OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF. 510 p. 2003.

FERNANDO, C.H.; HOLČIK, J. **The nature of fish communities: a factor influencing the fishery potential and yields of tropical lakes and reservoirs.** Hydrobiologia, Netherlands, 97: 127-140. 1982.

FERNANDO, C.H., HOLČIK, J., **Fish in reservoirs.** Int. Revue Ges. Hydrobiol. 76,149-167. 1991.

FONTENELE, O.; PEIXOTO, J.T. **Análise dos resultados da introdução da pescada do Piauí, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) nos açudes do Nordeste.** Boletim Técnico DNOCS, Fortaleza, 36 (1): 85-112, 1978.

GIDO, K. B.; W. J. Matthews.. **Dynamics of the off shore fish assemblage in a Southwestern reservoir (lake Texoma, Oklahoma, Texas).** Copeia, Lawrence, n.4, p.917-930. 2000

GODINHO, A. L.; FONSECA, M. T.; ARAÚJO, L. M. **The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes.** In: PINTO-COELHO, R.M., GIANI, A., VON SPERLING, E. (eds) Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais, with special reference to future development and management strategies. Segrac, Belo Horizonte, pp 77-83. 1994.

GOMES, L. C. ; AGOSTINHO, A. A. **Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, steindachner.** Fisheries Management and Ecology, Oxford-Uk, v. 4, n.4, p. 263-274, 1997.

GOMES, J.H.C.; DIAS, A.C.I.M.; BRANCO, C.C. **Fish assemblage composition em three reservoirs in the State of Rio de Janeiro.** Acta Limnol. Bras., vol. 20, nº 4, p. 373-380. 2008

GOTELLI, N.J., COLWELL, R.K.,. **Estimating species richness.** In. Magurran, A.E., McGill, B. (Eds.), **Biological diversity frontiers in measurement and assessment.** Oxford University Press, New York. 2001

GUBIANI, E. A. ; SILVA, G. C. ; AGGIO, C. E. G. **Variáveis físicas e químicas da água sob a abundância das assembleias fito e zooplanctônicas em um lago artificial raso.** *Varia Scientia (UNIOESTE)*, v. 7, p. 25-45, 2007.

GURGEL, J. J. S. Potencialidade do cultivo da tilápia no Brasil. **I Congresso Nordeste de Produção Animal.** Fortaleza - CE. p. 355-352. 1998.

GURGEL, J.J.S., OLIVEIRA, A.G., **Efeitos da introdução de peixes e crustáceos no semi-árido do nordeste brasileiro.** *Coleção Mossoroense.* 453: 7-32. 1987

GURGEL, H. C. B.; LUCAS, F. D.; SOUZA, L. L. G. **Dieta de sete espécies de peixes do semi-árido do Rio Grande do Norte, Brasil.** *Rev. Ictiol.* v. 10, n. ½, p. 7-16. 2002.

HANN, N.S., FUGI, R., **Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil.** *Biota Neotropica.* 7, 149 – 154. 2007

HARO, J. G.; BISTONI, M. **Ictiofauna de La província de Córdoba.** In DI Tada, I and BUCHER, E. (Eds.). *Biodiversidad de La província de Cordoba.* Argentina: Universidad Nacional de Río Cuarto. Fauna,. Vol. I, p. 169 – 170. 1996

HENRY, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Ed. Botucatu: FUNDIBIO : FAPESP . 800p. 1999

Henry-Silva, G.G.; Santos, R.F; Moura, S.R.T. **Primeiro registro de *Chara indica* e *Chara zeylanica* (Charophyceae, Charales, Characeae) em reservatórios do semiárido do estado do Rio Grande do Norte, Brasil.** *Biotemas.* 26(2). 2013.

HOFFMANN, A. C., ORSI, M. L., SHIBATTA, O. A., **Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Machenzie (Capivara), Rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção.** *Iheringia, Sér. Zool., Porto Alegre.* 95(3): 319-325. 2005

KREBS, C. J., **Ecological Methodology**. Addison Wesley Educational Publishers, New York. 1999

LAZARRO, X; BOUVY, M.; RIBEIRO-FILHO, M. A.; OLIVEIRA, L. T. S., VASCONCELOS, A. R. M.; MATA, M. R. **Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs?** Fresh water Biology. **48**. 649-668. 2003

LEAL, I.R., TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Editora da UFPE, 822p. 2003

LEÃO, T.C.C., ALMEIDA, W.R., DECHOUM, M., ZILLER, S.R., **Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, manejo e políticas públicas**. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste-Instituto Hórus, Recife. 2011.

LOUREIRO-CRIPPA, V. E., HAHN, N. S. **Use of food resources by the fish fauna of a small reservoir (rio Jordão, Brazil) before and shortly after its filling**. Neotropical Ichthyology. 4(3): 357-362. 2006.

LOWE-MCCONNELL, R.H., **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP.534p. 1999.

LUIZ, E. A., **Influência da construção da hidrelétrica do rio Jordão sobre a ictiofauna: impactos e colonização**. 2006. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá. 66f, Maringá, 2006.

MAURER, B.A., MCGILL, B.J., **Measurement of species diversity**. In: Magurran, A.E., McGill, B. (Orgs.), Biological diversity frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, New York. 2011.

McCULLY, Patrick. **Silenced Rivers: the ecology and politics of large dams**. London: Zed Books, 350 p. 1996.

MARINHO, R. S. A., SOUZA, J. E. R. T., SILVA, A. S., RIBEIRO, L. L. **Biodiversidade de peixes do semi-árido paraibano**. Revista de Biologia e Ciências da Terra. Nº 1. p 112 – 121. 2006.

MATTHEWS, W.J. **Patterns in freshwater fish ecology**. New York. Chapman & Hall, 756 p. 1998.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL. Disponível em <
<http://www.mi.gov.br/saofrancisco/revitalizacao/index.asp>> Acesso em: 26/11/2012. 2004.

MONTENEGRO, A.K.A., TORELLI, J.E.R., MARINHO, R.S.A., CRISPIM, M.C., HERNANDEZ, M. I. M., **Aspects of the feeding and population structure of *Leporinus piau* Fowler, 1941 (Actinopterygii, Characiformes, Anostomidae) of Taperoá II Dam, semi arid region of Paraíba, Brazil**. Biotemas. 2, 101-110. 2010.

MONTENEGRO, A.K.A., TORELLI, J.E.R., CRISPIM, M.C., **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. 2012.

NOGUEIRA, M.G., R.HENRY; A. JORCIN. **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. São Carlos: Rima, 472p. 2005.

NOVAES, J. L. C. ; CARVALHO, E. D. . **Artisanal fisheries in a Brazilian hypereutrophic reservoir: Barra Bonita, Middle Tietê River**. Brazilian Journal of Biology (Online), v. 71, p. 821-832, 2011.

OLIVEIRA, J. C., LACERDA, A. K. G. **Alterações na composição e distribuição longitudinal da ictiofauna na área de influência do reservatório de Chapéu d’Uvas,**

bacia do rio Paraíba do Sul (MG), pouco depois de sua implantação. Revista brasileira de Zoociências Juiz de Fora. V. 6, nº1, p. 45-60. 2004.

OLIVEIRA, E.F., GOULART, E., MINTE-VERA, C.V., **Fish diversity along spatial gradients in the Itaipu reservoir, Paraná, Brazil.** Braz. J. Biol. 63, 447-458. 2004.

PAIVA, M. P. **A ictiofauna e as grandes represas brasileiras.** Revista DAE. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo-SABESP, n. 116, p.49-57. 1978.

PELICICE, F. M. ; AGOSTINHO, A. A. . **Fish-passage facilities as ecological traps in large Neotropical rivers.** Conservation Biology, v. 22, p. 180-188, 2008.

PENCZAK, T., AGOSTINHO, A. A., GOMES, L. C., LATINI, J. D. **Impacts of a reservoir on fish assemblages of small tributaries of the Corumbá River, Brazil.** River Research and Application. 25: (1013-1024). 2009.

PETESSE, M.L., PETRERE JR., M., SPIGOLON R. J. **The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community.** Brazilian Journal of Biology. 67(3): 433-445. 2007.

PORTAL BRASIL. Disponível em <http://www.brasil.gov.br/sobre/meio-ambiente/geografia/rios-e-bacias> Acesso em 07/01/2013. 2010.

PORTO, M. F. A., PORTO, R. L. **Gestão de bacias hidrográficas.** Estudos Avançados. 22 (63): 43-60. 2008.

REIS, R. E.; KULLANDER, S.O.; FERRARIS-JR., C.J.. (orgs.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** EDIPUCRS, Porto Alegre. 2003

RODRIGUES, L., S. M. THOMAZ, A. A. AGOSTINHO; L. C. GOMES. **Biocenose em reservatórios: padrões espaciais e temporais.** São Carlos, 2005. Rima Editora, 321p.

ROCHA, O., ESPÍNDOLA, ELG., FENERICH-VERANI, N., VERANI, JR., and RIETZLER, AC. **O problema das invasões biológicas em águas doces.** In ROCHA, O., ESPÍNDOLA, ELG., FENERICH-VERANI, N., VERANI, JR., and RIETZLER, AC., (Orgs). *Espécies Invasoras em Águas Doces: estudos de caso e propostas de manejo.* São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. p. 9-12. 2005.

ROSA, R.S., MENEZES N.A., BRITSKI, H.A., COSTA, W.J.E.M, GROTH, F., **Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga.** In: Leal, I. R., Tabarelli M., Silva, J. M. C. (Eds) *Ecologia e conservação da caatinga.* Ed. Universitária da UFPE. Recife. pp. 135-180. 2003.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A.; BRITSKI, E. A.; COSTA, W. J. E. M.; GROTH, F. **Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da Caatinga.**In.:LEAL, I. R.; TABARELLI, M. & SILVA, J. M. C. (eds.) *Ecologia e Conservação da Caatinga.* Ed. Universitária.UFPE. 2ed., 822p. Recife. 2005.

SANTOS. G. B., MAIA-BARBOSA, P. M., VIEIRA, F., LÓPEZ, C. M. **Fish and zooplankton community structure in reservoirs of southeastern Brazil: effects of the introduction of exotic predatory fish.** In: PINTO-COELHO, R.M., GIANI, A., VON SPERLING, E. (eds) *Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais, with special reference to future development and management strategies.* Segrac, Belo Horizonte. pp 115-132. 1994

SANTOS, A. C. A. **Ecologia alimentar do Molé *Trachelypterusgaleatus* Linnaeus, 1766 (Siluriformes, Auchenipteridae), em trechos interiores dos rios Santo Antônio e São José (Chapada Diamantina, Bahia).** Sitientibus Série Ciências Biológicas. v. 5, n. 2, p. 93-98. 2005.

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR DE MINAS GERAIS. *A ictiofauna do reservatório de Três Marias, Rio São Francisco, Minas Gerais. Relatório de ictiologia,* 2006.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. Disponível em <http://www.semarh.rn.gov.br/consulta/cBaciaDetalhe.asp?CodigoEstadual=01>. Acesso em 18/12/2011

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE. Disponível em <http://www.semarh.rn.gov.br/contentproducao/aplicacao/semarh/INFRAESTRUTURA/gerados/barragensantacruzdoapodi.asp> . Acesso em 28/01/2012

SILVA, M.R., HAHN, N.S. **Influência da dieta sobre a abundância de *Moenkhausia dichroua* (Characiformes, Characidae) no reservatório de Manso, Estado de Mato Grosso.** Iheringia, Série Zoologia. 3, 324-328. 2009.

SILVA, A. R. M., SANTOS, G. B., RATTON, T., **Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil.** Rev. Biol. Trop. 3, 832-840. 2006

SIMBERLOFF, D. **Confronting introduced species: a form of xenophobia?** Biological invasions. 5. 179-192. 2003.

SMITH, W S., L. E. G. ESPÍNDOLA, M. PETRERE Jr., O. ROCHA. **Fishing modification due dam, pollution and introduction fish species in the Tietê River, SP, Brazil.** In: Brebbia, C.A. River Basin Management II. WIT press.524 pp. 2003.

SMITH, W. S. ; PETRERE JÚNIOR, M. **Spatial and temporal patterns and their influence on fish community at Itupararanga Reservoir, Brazil.** Revista de Biología Tropical, v. 56, p. 2005-2020, 2008.

STEFANI, P.M.A., ROCHA, O.B., **Diet composition of *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840), a fish introduced into the Tietê River system.** Braz. J. Biol. 3, 805-812. 2009.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos: gerenciamento da qualidade da água de represas.** Série Gerenciamento da qualidade da água de represas, volume 9. Tradução Dino Vannucci,; Editor da série em português: José Galizia Tundisi. São Carlos. ILEC; IIE. 280 p. 2000

T & C Amazônica. **Brasil, Terra das Águas.** Ano 4, nº 9. 2006.

TEIXEIRA, JLA., GURGEL, HCB. **Ocorrência e distribuição temporal da ictiofauna do Açude Riacho da Cruz, no Rio Grande do Norte.** Revista Ceres. vol. 1, no. 2, p. 1-8. 2005.

TERRA, B. F., SANTOS, A. B. I., ARAÚJO, F. G. **Fish assemblage in a dammed tropical river: an analysis along the longitudinal and temporal gradients from river to reservoir.** Neotropical Ichthyology. 8(3): 599-606. 2010.

THORNTON, K. W., KIMMEL B. L.; PAYNE F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives.** New York : John Willey & Sons. 246 p. 1990.

TUNDISI, J. G. **Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos.** In: Henry, R. (Ed.). Ecologia de Reservatórios: Estrutura, funções e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO; FAPESP. p. 19-38. 1999

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. **Ecossistemas de águas interiores.** In: Rebouças, A. da C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Orgs.). Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3. ed., São Paulo: Escrituras Editora. p. 19-38. 2006.

ZALUMI, S. G. **The fish fauna of the lower reaches of the Dnieper: it's present composition and some features of its formation under conditions of regulated and reduced river discharge.** Journal of Ichthyology. 10: 587-596. 1970.