



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO

Silvana Barbosa de Azevedo

IMPACTOS DA PISCICULTURA INTENSIVA SOBRE A QUALIDADE
DA ÁGUA DE UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO

Campina Grande- PB

Fevereiro - 2012

Silvana Barbosa de Azevedo

**IMPACTOS DA PISCICULTURA INTENSIVA SOBRE A QUALIDADE
DA ÁGUA DE UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO**

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

Orientador: Dr. José Etham de Lucena Barbosa

Campina Grande-PB

Fevereiro - 2012

Silvana Barbosa de Azevedo

**IMPACTOS DA PISCICULTURA INTENSIVA SOBRE A QUALIDADE
DA ÁGUA DE UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO**

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

Aprovada em ____/____/____

Comissão examinadora:



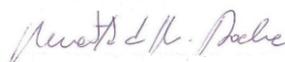
Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa

(Orientador - UEPB)



Prof.ª Dr.ª Thelma Lúcia Pereira Dias

(Examinadora Interna - UEPB)



Prof. Dr. Renato de Medeiros Rocha

(Examinador externo - UFRN)

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL – UEPB

A994i Azevedo, Silvana Barbosa de.

Impactos da piscicultura intensiva sobre a qualidade da água de um reservatório no semiárido [manuscrito]./ Silvana Barbosa de Azevedo. – 2012.

61 f. : il. color.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Biológicas e da Saúde, 2012.

“Orientação: Prof. Dr. José Etham de Lucena Barbosa, Departamento de Biologia”.

1. Piscicultura. 2. Qualidade da água. 3. Tilapicultura. I. Título.

21. ed. CDD 639.31

DEDICATÓRIA

A dedicação, compreensão e carinho sem limites de minha mãe

Ao apoio incondicional de meu pai em todos os momentos

Ao carinho e apoio de meu avô José Soares (*in memoriam*)

À amizade e descontração dos meus irmãos

Por serem meu alicerce, meu escudo e meu espelho, mesmo na distância.

Com todo o meu carinho

É a vocês que dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A DEUS, que durante todo o período de realização dessa dissertação, não deixou que meus ânimos e as minhas esperanças se abalassem pelas dificuldades.

Aos meus pais, que são as pessoas mais importantes para mim, são meus exemplos de vida. Muitas vezes a doação e a renúncia dos seus sonhos, permitiram que eu realizasse os meus. Nossa união é a responsável por hoje, dividirmos os aplausos.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação/UEPB, coordenador, professores e funcionários, pelo empenho e dedicação a mim dispensada.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de pesquisa. Sem esse apoio o trabalho teria sido ainda mais árduo.

A meu orientador, Dr. José Etham de Lucena Barbosa, pela paciência, dedicação, confiança, e incentivo.

A TODOS os meus amigos e colegas de turma pelas angústias e alegrias divididas.

Aos amigos/irmãos do LEAq (Laboratório de Ecologia Aquática) que me receberam tão bem no laboratório, Raquel, Klívia, Flávia, Dani, Evaldo, Gabi, Paulo, Virgínea, Morgana, Shakira, Herick, Leandro, Camila, Daiane e Iara, pelo incentivo, ajuda durante as análises e nos ensinamentos que foram fundamentais para escrever a dissertação. Enfim, obrigada pela descontração, “resenhas” e momentos inesquecíveis. Vocês são simplesmente **MARAVILHOSOS**.

Ao amigo Gustavo, pela valiosa ajuda nos cálculos e por está sempre disponível nos momentos mais “agoniantes” dessa trajetória, obrigada.

A Adriano Melo Cordeiro, técnico do laboratório da físico-química, sou grata pelos valiosos ensinamentos durante as análises.

A Jany, pelas correções do trabalho, por todo o apoio e incentivo nos momentos mais difíceis. Sua contribuição foi fundamental. obrigada!

Um obrigada em especial ao amigo Neto pela paciência e ajuda em todos os momentos em que precisei. Serei eternamente grata por tudo.

A Fernanda, pelos momentos de descontração e pela formatação do trabalho, brigadoooooo!

A Macelly, Elimar, Renata, Tatianne, Fernanda, Raquel, Neto, Klívia e Hermes pelos momentos de descontração na praça de alimentação nas horas mais difíceis dessa caminhada.

A Jandeson Brasil, pelas contribuições, apoio, e paciência, meu muito obrigada.

A minha família adotiva, dona Isabel, Vânia, Fernanda e Isabela, pelo carinho, acolhimento e amor que recebi durante a temporada que passei com vocês (em sua residência), sem esse apoio não teria chegado aqui.

Ao alicerce de minha vida acadêmica, ao meu pai intelectual, orientador e amigo Renato de Medeiros Rocha. Obrigada pelo incentivo e confiança que depositastes em mim todos estes anos. E acima de tudo, obrigada pelos conselhos e puxões de orelhas valiosíssimos que me conduziram até aqui.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia do Semiárido (LABESA) Assis, David, Bira, Cirício, Mycarla, Raiane, Ana Valéria, Aline, Renata, Mariana, Anderson, Antônio Marcos, Neusiene e Valfredo, que estiveram ao meu lado nos momentos difíceis e felizes desde a época da graduação até hoje. Cada um de vocês têm um espaço muito especial em meu coração....saudades das” resenhas”.

Ao amigo Diógenes Costa, obrigada pela revisão do trabalho e pelos momentos de descontração desde a graduação.

A minha amiga e irmã de coração Joelma pela amizade e apoio em todos os momentos. Ter sua amizade é um presente muito especial. Obrigada por tudo.

A Margarida, minha amiga, brigadão pelo incentivo e orações.

Aos amigos Saulo e Diógenes Medeiros, muito obrigada pelo carinho de vocês!

A cada um dos meus familiares pelo apoio ao longo da minha vida, meu muito obrigada pelo carinho e orações que foram fundamentais nessa trajetória.

A Évelynn, meu companheiro e amigo, um OBRIGADA mais que especial, pelo incentivo e apoio incondicional em todos os momentos, por está sempre disponível nas horas de alegrias e principalmente nas horas de tristezas, quando me desmancho em lágrimas e você com esse jeito doce sempre com palavras de carinho me fortalece. Obrigada por existir e por fazer parte da minha vida, TE ADORO.

Enfim, a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, deixo meu **MUITO OBRIGADA!**

Não há razões para desistir
quando se sabe que é possível
achar razões para se ter
esperança”

(Madre Teresa de Calcutá).

RESUMO

O cultivo intensivo de peixes em tanques-rede nos reservatórios vem se destacando em todo o mundo e se caracterizando como uma fonte de renda para as populações que residem no entorno dos reservatórios. No entanto, esse sistema de produção enriquece o corpo aquático com nutrientes principalmente nitrogênio e fósforo, provenientes de excretas de peixes e rações que não são absorvidas. Esse aumento de nutrientes é propício para desencadear um processo de eutrofização no reservatório, comprometendo a qualidade da água. O objetivo desse estudo foi estimar o efeito da tilapicultura sobre a qualidade da água de um reservatório de usos múltiplos. O reservatório Camalaú situa-se na região semiárida do nordeste brasileiro (PB), onde existe um projeto para criação intensiva de tilápias em tanques-rede desde o ano de 2007, tendo início a produção pesqueira no ano de 2008, no ano seguinte houve um declínio na produção sendo retomada no ano de 2010 e novamente abandonada em 2011. Foram realizadas amostragens com frequência bimestral no período de março – 2008 a junho – 2011, sendo determinado no campo as medidas de temperatura da água, pH e transparência, em laboratório procedeu-se a determinação da alcalinidade, oxigênio dissolvido, clorofila *a* e nutrientes inorgânicos (íon amônio, nitrito, nitrato, fósforo total e fósforo reativo solúvel), além da determinação do grau de trofia do reservatórios e capacidade de suporte. Os resultados mostraram que a temperatura da água, o pH e a alcalinidade apresentaram variações significativas ao longo do período de amostragens. Em relação ao oxigênio dissolvido apresentou águas bem oxigenadas durante todo o estudo. Quanto a disposição dos nutrientes inorgânicos o nitrato e fósforo total apresentaram elevadas concentrações principalmente nos anos que houve produção pesqueira no reservatório. Em todos os meses amostrados o ambiente demonstrou características mesotróficas e eutróficas. Em virtude dos elevados níveis nas concentrações de fósforo total na água do reservatório o mesmo não apresenta condições para suportar atividade de piscicultura, sendo necessárias medidas mitigadoras para redução das concentrações de nutrientes fosfatados para produção sustentável de peixes.

Palavras-chave: Tilapicultura, qualidade de água, eutrofização, capacidade de suporte.

ABSTRACT

Intensive fish farming in reservoirs has been growing worldwide, representing an important source of income for riverine human populations. Nevertheless, fish tanks enrich the water bodies with nutrients, mostly nitrogen and phosphorus, from fish excrement and food not consumed. Such increase in nutrient concentrations leads to eutrophication and decrease in water quality. This study estimates the effects of fish cage tilapiculture on water quality of a multiuse reservoir. The Camalaú reservoir is located in the semi-arid region of Brazil and since 2001 is part of a larger project for implementation of intensive farming of tilapia in net-cage tanks. Fish production begun in 2008, declined in 2009 and was resumed in 2010 only to be abandoned in 2011. Bimonthly samplings were performed from March 2008 to June 2011. Water temperature, pH and transparency were measured in the field and in the laboratory the alkalinity, dissolved oxygen, chlorophyll a and inorganic nutrients (ammonium, nitrite, nitrate, total phosphorus and soluble reactive phosphorus) were measured. The trophic state and support capacity were also estimated. Results show that the water was well oxygenated and the temperature, pH and alkalinity varied significantly during the study period. Nitrate and total phosphorus showed higher concentrations during the years of greater fish production. The study reservoir was mesotrophic and eutrophic during the study period. Given the high concentration of phosphorus, the study reservoir do not present conditions that support pisciculture, being necessary mitigating measures to reduce phosphates concentration to the sustainable fish farming.

Keywords: Tilapiculture, water quality, eutrophication, carrying capacity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 01 - Localização do ponto de coleta no reservatório Camalaú - PB.	27
Figura 02 – Precipitação pluviométrica e volume do reservatório Camalaú no período de março-2008 a junho-2011	34
Figura 03 – Concentrações dos íons amônio, nitrato e nitrito, respectivamente, na superfície e fundo do reservatório Camalaú no período de março-2008 a junho-2011.	36/37
Figura 04 – Concentrações de fósforo total na superfície e fundo do reservatório Camalaú no período de março-2008 a junho-2011.	38
Figura 05 – Concentração de clorofila- <i>a</i> no reservatório Camalaú no período de março-2008 a junho-2011.	39
Figura 06 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Camalaú no período de março-2008 a junho-2011.	40
Figura 07 – Análise de Componentes Principais (ACP), monitoradas no reservatório Camalaú no período de março-2008 a julho-2011 (obs.: os valores de “p” referem-se aos resultados da ANOVA <i>one way</i>).	41
Figura 08 - Representação do Panorama de produção pesqueira com diminuição das cargas de fósforo total no reservatório Camalaú- PB	43

LISTA DE TABELAS

- Tabela 01** – Classificação do Estado Trófico segundo o Índice de Carlson modificado por Toledo Jr. et al. (1983) **30**
- Tabela 02** - Volume médio anual de água (V), área da bacia hidráulica (A), profundidade média (Z), vazão média anual liberada (Q), descarga média anual (ρ) e tempo médio de residência da água ($1/\rho$) do reservatório Camalaú entre março - 2008 e junho – 2011 **32**
- Tabela 03** – Transparência da água do reservatório Camalaú no período entre março - 2008 e junho – 2011 **35**
- Tabela 04** - Média e desvio padrão das variáveis limnológicas monitoradas no reservatório Camalaú no período de março-2008 a julho-2011 (obs.: os valores de “p” referem-se aos resultados da ANOVA *one way*) **35**

LISTA DE SIGLAS

ACP – Análise dos Componentes Principais.

AESA – Agencia Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba.

APHA – American Public Health Association.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente.

DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas.

IET – Índice de Estado Trófico.

pH – Potencial Hidrogeniônico.

SEAP – Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	15
2. REVISÃO DA LITERATURA	19
2.1 A IMPORTÂNCIA DA AQUICULTURA E DA TILÁPIA (<i>Oreochromis</i>	
sp.)	19
2.2 TILAPICULTURA E CAPACIDADE DE SUPORTE DO SISTEMA	20
2.3 ATIVIDADE DE PISCICULTURA INTENSIVA NO RESERVATÓRIO	
CAMALAÚ	23
3. OBJETIVOS	25
3.1 GERAL	25
3.2 ESPECÍFICOS	25
4. MATERIAL E MÉTODOS	26
4.1 ÁREA DE ESTUDO	26
4.2 IMAGENS DA ÁREA DE ESTUDO	27
4.3 COLETA DAS AMOSTRAS E ANÁLISES DOS DADOS	28
4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA	31
5. RESULTADOS	33
5.1 HIDROLOGIA	33
5.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS	33
5.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO (IET).....	38
5.4 ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS	39
5.5 CAPACIDADE SUPORTE	40
6. DISCUSSÃO	43
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	49
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	50

1. INTRODUÇÃO GERAL

A piscicultura intensiva vem se desenvolvendo como uma atividade importante para melhorar as condições sócio-econômicas das pessoas que vivem em países em desenvolvimento, por gerar renda e fornecer proteína animal, além de pescado para o mercado interno e externo (BEVERIDGE, 1987). Dentre os diversos sistemas de produção empregados na piscicultura, os cultivos de peixes em viveiros (tanques-rede) e em barragens de terra são os mais difundidos no mundo; altamente adaptada a esse sistema de cultivo, a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) (LINNEUS, 1758) e suas diferentes linhagens têm sido a principal espécie selecionada dentro do novo modelo zootécnico de criação e produção de pescado, com retorno comercial relativamente garantido na cadeia produtiva (ATTAYDE et al., 2007; MEDEIROS, 2002).

As vantagens da aquicultura em tanques-rede sobre os métodos tradicionais de viveiros escavados relacionam-se principalmente à facilidade de manejo dos peixes, menor investimento inicial, otimização da utilização de ração com melhor conversão alimentar, diminuição dos custos com o tratamento de doenças e intensificação da produção, sendo a produtividade do sistema de 10 a 30 vezes superior à dos viveiros tradicionais de peixes, escavados em terra (ATTAYDE et al., 2007). Em contrapartida as desvantagens mais importantes são a dependência total da alimentação suplementar, riscos de rompimentos das redes e perda total da produção, além de impactos ambientais diversos como a introdução de peixes exóticos ou patógenos que podem causar prejuízos às espécies nativas e a alteração na qualidade da água dos mananciais (BOZANO e CYRINO, 1999).

Apesar dos benefícios sócioeconômicos do cultivo intensivo de peixes, existem riscos associados a essa prática. Nesse tipo de cultivo, a produção pesqueira é fortemente subsidiada por matéria e energia que vêm de fora do sistema na forma de ração e outros insumos. A emissão de nutrientes particulados e dissolvidos para os corpos de água, advindos dos restos de alimentos não consumidos e produtos do metabolismo dos peixes contribuem para a alteração das características bióticas e abióticas dos ecossistemas, acelerando o processo de eutrofização e degradação da qualidade de água (BEVERIDGE, 1984; 1987; DIAZ, TEMPORETTI e PEDROZO, 2001; GUO e LI, 2003; ISLAM, 2005; TEMPORETTI et al., 2001).

A eutrofização é um processo ambiental que se dá através do enriquecimento do corpo aquático com nutrientes, geralmente nitrogênio e fósforo (CARPENTER et al., 1998). Esse

processo quando se dá em um reservatório pode acarretar no declínio da própria produtividade de cultivo intensivo, devido à deterioração da qualidade da água. Assim, uma das conseqüências mais danosas do acelerado processo de eutrofização tem sido o aumento da ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias, com conseqüente incorporação dessas toxinas (cianotoxinas) nos diferentes níveis tróficos (plâncton, peixes e homem) (MAGALHÃES, SOARES e AZEVEDO, 2001).

Alguns estudos têm demonstrado que as cianobactérias podem exercer efeitos adversos em peixes, incluindo danos ao fígado, às brânquias e aos rins, distúrbio iônico, mudanças comportamentais, redução no crescimento e mortalidade (ERICKSON, MERILUOTO e LINDHOLM, 1986; RODGER et al., 1994; TENCALLA DIETRICH e SCHLATTER, 1994; LI, XIE e CHENN, 2005). Embora a mortandade de peixes em larga escala possa estar relacionada à florações de algas e cianobactérias tóxicas (AZEVEDO e CARMOUSE, 1994; ERICKSON, MERILUOTO e LINDHOLM, 1986; LANDSBERG, 2002; RODGER et al., 1994), outros fatores como elevado pH e a baixa concentração de oxigênio nas camadas mais profundas de lagos com florações podem estar ligados com a mortandade (CHRISTOFFERSEN, 1996).

Geralmente, os ecossistemas aquáticos são dinâmicos e apresentam uma variabilidade física, química, biológica e ecológica nas escalas de tempo e espaço. Os estudos limnológicos são fundamentais para prever e detectar processos de eutrofização (concentração excessiva de nutrientes), concentração de sais, contaminação e princípios que viabilizam o aumento da vida útil dos corpos aquáticos, em especial reservatórios (VIEIRA et al., 2009).

Esses estudos, em um período de tempo relativamente longo, permitem a descrição do funcionamento dos ecossistemas, avaliando a magnitude das alterações e as influências mútuas entre as variáveis envolvidas; a partir dos dados levantados, pode haver um diagnóstico geral das condições ecológicas e a compreensão dos mecanismos de resposta do sistema aos estímulos internos (e.g. sucessão ecológica), e externos (e.g. poluição hídrica) (DINIZ, 2004).

Os corpos aquáticos tropicais apresentam um padrão de comportamento temporal que compreende na totalidade um ano completo, com estações sazonais definidas e persistentes (ESTEVEZ, 1998). Assim, o conhecimento desses padrões de variação temporal das concentrações de nutrientes constituem uma ferramenta importante para a compreensão da dinâmica ecológica de um sistema aquático e, mais especificamente, de suas interações bióticas (CALIJURI, DEBERDT e MINOTI, 1999).

No contexto da piscicultura intensiva em tanques-rede, é necessário, primeiramente, saber se é possível o cultivo, e segundo, o quanto se produzir. Para tanto, faz-se necessário estimar a capacidade de suporte do sistema, para não gerar conflitos entre os diversos usos dos reservatórios, como por exemplo abastecimento público. Capacidade de suporte do ponto de vista da piscicultura pode ser definida como sendo a quantidade máxima de peixes que poderá ser produzida em um ecossistema, sem deflagrar um processo de degradação ambiental pela carga de resíduos gerados, capaz de conduzir o ecossistema a uma mudança indesejável de regime dinâmico, com conseqüente perda da qualidade da água e demais bens e serviços do ecossistema (KAUTSKY et al., 1997).

Portanto, conhecer a carga máxima de nutrientes gerados pelo sistema de cultivo que o ecossistema é capaz de sustentar, sem extrapolar certos limites aceitáveis de indicadores de eutrofização, é fundamental para o desenvolvimento desta atividade, sendo uma importante ferramenta para o controle e preservação da qualidade da água do ambiente e para a garantia da sustentabilidade da atividade (ATTAYDE e PANOSSO, 2008).

Inserido no contexto acima, o semiárido brasileiro sempre se configurou como a região mais pobre do país, onde atualmente a piscicultura pode ser uma atividade de extrema importância para o desenvolvimento regional por gerar renda e proteína animal para a população local. Dessa forma, o Governo Federal, através da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP), tem estimulado nos últimos anos o cultivo intensivo de tilápias em tanques-rede nos reservatórios públicos do semiárido brasileiro (ALBINATI, 2006). No entanto, a qualidade da água desses reservatórios, que são destinados a usos múltiplos, vêm sendo seriamente comprometida pelo acelerado processo de eutrofização, com constantes florações de cianobactérias (BOUVY, PAGANO e TROUSSELLIER, 2001). A partir deste enfoque, verifica-se que o cultivo intensivo de tilápias (*Oreochromis* spp.) pode comprometer ainda mais a qualidade da água desses sistemas, que tem como uso primordial o abastecimento público (ATTAYDE, BRASIL e MENESCAL, 2011).

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo estimar o efeito da tilapicultura sobre a qualidade da água de um reservatório de usos múltiplos no Semiárido Brasileiro. Buscou-se determinar quantas toneladas de peixes poderiam ser produzidas no reservatório sem aumentar as concentrações de fósforo acima dos limites considerados críticos para deflagrar a eutrofização, de acordo com o limite crítico de $60\mu\text{g.L}^{-1}$ proposto no trabalho de Thornton e Rast (1993).

Essa investigação é relevante considerando que o reservatório estudado teve criação intensiva de tilápias em tanques-redes durante um certo período, o que poderia favorecer o aumento de nutrientes na água do reservatório. Portanto, a hipótese a ser testada nesta pesquisa é que ao longo do tempo, a atividade de piscicultura provoca alterações na transparência, pH, concentrações de nutrientes e no estado trófico do reservatório.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 A IMPORTÂNCIA DA AQUICULTURA E DA TILÁPIA (*Oreochromis sp.*)

A cada ano, o cultivo de peixes tem se tornado importante no abastecimento alimentar humano devido os altos índices de crescimento demográfico que poderá colocar em risco a oferta de alimentos (SAMPAIO e BRAGA, 2005). Embora seja crescente, o consumo de pescado ainda é pouco explorado no Brasil, sendo consumido em média 6kg de carne de peixe ao ano, valor bem abaixo da mundial de 13kg. Porém, na região norte do país o consumo de carne de peixe por pessoa supera os 50 quilos anuais, sendo um indicativo de que o brasileiro comerá mais peixe se houver produto disponível, com qualidade e preço compatíveis (KUBITZA, 1999).

A pesca marinha e a aquicultura, a nível mundial, produz em torno de 110 milhões de toneladas de peixes para alimentação a cada ano. Em 2007, foi diagnosticado que 28% dos estoques de peixes marinhos monitorados estavam superexplorados, 8% estavam esgotados e 1% estava se recuperando do esgotamento (WWF, 2010). Com o declínio da pesca oceânica, a produção mundial de peixes em viveiros vem aumentando nos últimos 15 anos, contribuindo para a diminuição da sobrepesca oceânica, principalmente das espécies de camarão e salmão (NAYLOR et al., 2000). Nesse contexto, a produção aquícola brasileira teve um crescimento de 25,2% entre os anos de 2003 e 2009, enquanto que a produção da piscicultura nacional aumentou 60,2% nos anos de 2007 e 2009, esse aumento é consequência de diversas ações governamentais de incentivo ao desenvolvimento do setor (BRASIL, 2010).

A tilápia (*Oreochromis sp.*) foi intruduzida em vários países do mundo com o objetivo de aumentar a oferta de peixes para as populações carentes (SILVA et al., 2004). No Brasil, essa espécie foi introduzida na metade do século passado, porém foi em 1971 que o DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas), criou um programa para a produção de alevinos de tilápias direcionada a reservatórios do Nordeste. Após quatro décadas de sua introdução, a tilápia está amplamente difundida e já é a principal espécie capturada, representando em média cerca de 25% da produção pesqueira total nos reservatórios da região (DIAS, 2006). Embora a tilápia do Nilo seja a espécie de peixe de maior importância para a pesca na região, os alegados benefícios socioeconômicos utilizados para justificar a introdução dessa espécie são superestimados, enquanto os impactos de sua introdução são

amplamente negligenciados, como por exemplo, seus efeitos sobre outras espécies e sobre a qualidade da água (ATTAYDE, BRAZIL e MENESCAU, *in press*; OKUN et al., 2008).

O cultivo de tilápias geralmente utiliza tanques-rede para confinar os peixes, sendo uma nova modalidade nos usos dos reservatórios, tendo sua ampla utilização nos últimos 10 anos. No geral, os problemas com esse tipo de cultivo são relacionados à variações no nível do reservatório, ventos fortes que podem danificar a estrutura do cultivo e prováveis impactos ambientais. Para evitar problemas, é indicado instalar os tanques-rede em regiões litorâneas, protegidas de ventos. Os tanques além de alterar a circulação da água, os efluentes lançados não podem ser tratados, depositando na água nutrientes que levam a problemas como a eutrofização (AGOSTINHO e OKADA, 1999).

Esse sistema de cultivo em regime intensivo emprega um considerável volume de insumos alimentares para a produção de peixes em uma área reduzida, sob altas densidades, com consequente lançamento de restos de alimentos e metabólitos diretamente no ambiente intensificando os processos de eutrofização. A eutrofização do manancial pode acarretar o declínio da própria produtividade de cultivo intensivo, devido à deterioração da qualidade da água. Além disso, uma das consequências mais danosas do acelerado processo de eutrofização tem sido o aumento da ocorrência de florações tóxicas de cianobactérias com consequente incorporação dessas toxinas (cianotoxinas) nos diferentes níveis tróficos (plâncton, peixes e homem) (VASCONCELOS et al., 2011). Alguns estudos têm demonstrado que cianobactérias podem exercer efeitos adversos em peixes, incluindo danos ao fígado, às guelras e aos rins, distúrbio iônico, mudanças comportamentais, redução no crescimento e até mesmo mortalidade (LI, XIE e CHENN, 2005).

2.2 TILAPICULTURA E CAPACIDADE DE SUPORTE DO SISTEMA

Devido a influência da atividade pesqueira sobre a qualidade da água do ecossistema aquático, torna-se necessário a avaliação da capacidade de suporte desses sistemas (BEVERIDGE, 1987). Esta estimativa é uma questão complexa, pois decorre de muitas interações entre os ambientes físicos e químicos, onde modelos matemáticos são utilizados a fim de compreender e analisar essas interações de forma dinâmica (DUARTE et al., 2003).

O termo capacidade de suporte é usado para estimar o número máximo de animais que uma área pode suportar sem sua deterioração. Esse termo foi associado a uma constante matemática desde 1950 (STARLING, PEREIRA e ANGELINI, 2007). Porém o termo já era utilizado desde o século XX, sendo desenvolvido por pesquisadores dos EUA em uma

pesquisa sobre a gestão de animais selvagens em uma área no oeste dos EUA, no final de 1980. Nesse mesmo período, a constante K surgiu na pesquisa sobre crescimento populacional (YOUNG, 1998).

Esse crescimento torna-se maior e complexo quando há um aumento na produção bruta que deve ser respirada pela comunidade para sustenta-lá e diminui a proporção que pode ser dedicada ao crescimento. Ao atingir o equilíbrio entre as entradas e saídas, o tamanho não pode aumentar mais. Assim, a quantidade de biomassa que pode ser sustentada sob estas condições denomina-se capacidade de suporte (ODUM, 1988). No entanto, o termo capacidade de suporte também tem sido utilizado para representar o “nível de saturação” ou a assíntota da curva de crescimento populacional (MONTE-LUNA et al., 2004).

Para a aplicabilidade do termo capacidade de suporte aos diferentes níveis hierárquicos da Ecologia como população, comunidades, ecossistemas e biosfera, era necessário uma definição para cada nível. Foi elaborado então, um conceito mais abrangente de capacidade de suporte como sendo “o limite de crescimento ou desenvolvimento de cada e de todos os níveis hierárquicos de integração biológica, começando com a população e moldada por processos e relações de interdependência entre recursos finitos e os consumidores destes recursos” (MONTE-LUNA et al., 2004).

Para atingir o máximo rendimento sustentável da pesca, é necessário que se tenha como objetivo principal da exploração comercial manter a capacidade de suporte na metade, onde a taxa de crescimento é máxima em um modelo linear (MONTE-LUNA et al., 2004). Na realidade, estes limites são medidos instantaneamente como indivíduos, número de espécies, biomassa e são dependentes dos fatores que determinam o seu crescimento como área, volume, produtividade, alimento, mudanças ambientais, energia, etc. (STARLING, PEREIRA e ANGELINI, 2007). Ainda de acordo com esses últimos autores, os principais acréscimos ao termo capacidade de suporte surgiram da consideração da estrutura e funcionamento dos ecossistemas e da incorporação de suas principais propriedades como a estabilidade (tempo requerido para a estabilidade ser atingida) e resiliência (tendência dos ecossistemas de retornar a um estado de equilíbrio após um distúrbio).

Quando se refere ao manejo de ecossistemas, existe uma pergunta bem comum que se faz para saber se capacidade de suporte é uma característica da população ou do ecossistema. Para essa pergunta, Kashiwai (1995) diz que capacidade de suporte é uma medida de manutenção do ecossistema para uma determinada população ou ainda o máximo da biomassa da população que o ecossistema suporta.

Vários modelos matemáticos têm sido desenvolvidos para estimar a capacidade de suporte de diferentes espécies em diferentes ecossistemas aquáticos. Duarte et al. (2003) utilizaram um modelo matemático para avaliar a capacidade de suporte para cultura com multi-espécies em águas costeiras. Em outra perspectiva, Guyondet et al. (2010) avaliaram a capacidade de suporte de múltiplas escalas espaciais em um ecossistema no litoral para a aqüicultura de bivalves, cuja capacidade de suporte para o cultivo desses seres foi avaliada pelos modelos propostos por McKindsey et al. (2006). Esse estudo delineou as quatro categorias para os estudos de capacidade de suporte, que são: produção, física, ecológica e capacidade de carga social. Por sua vez, Filgueira et al. (2010) aplicou o modelo Simile e o PEST de simulação para estimar a capacidade de suporte de culturas de mexilhões na Noruega, possibilitando avaliar vários cenários além de criar alternativas de criação de novas áreas de cultivo. Em um ambiente tropical, Hakan et al. (1996) desenvolveu um importante trabalho no Lago Kariba, Zimbabwe, verificando que a melhor opção de cultivo de pescado sem deflagrar a eutrofização seria o cultivo semi-intensivo em gaiolas.

Já em termos de avaliação da capacidade de suporte de um reservatório para cultivos em tanques-rede, Angeline (2002) apresentou uma proposta diferenciada em um estudo na Represa do Lobo, localizada no estado de São Paulo. O modelo utilizado por ele foi o software Ecopath, um programa que descreve e quantifica as trocas energéticas entre componentes de um ecossistema aquático. Chistensen (2011) também utilizou o Ecopath em um estudo para avaliar os custos e benefícios da pesca. Porém, essa abordagem necessita de um profundo conhecimento dos compartimentos da cadeia alimentar (STARLING, PEREIRA e ANGELINI, 2007).

O modelo mais utilizado para calcular a capacidade de suporte de um reservatório é o de Dillon e Rigler (1974), onde a concentração total de fósforo em um reservatório é determinada pela área e profundidade do mesmo, além da taxa de renovação de água (STARLING, PEREIRA e ANGELINI, 2007).

No Brasil, os principais estudos sobre capacidade de suporte para criação de tilápias em tanques-rede utilizando diferentes modelos são os trabalhos de Bozano e Cyrino (1999); Kubitza (1999); Angeline (2002); Starling, Angeline e Pereira (2002), 2007; Onu e Kubitza (2003). Os trabalhos com capacidade de suporte estão voltados para avaliar a produção intensiva de tilápias (*Oreochromis niloticus*), o qual se constitui um mercado em expansão no país em virtude dos investimentos do Governo Federal, principalmente na região Nordeste.

Nessa região existe um grande número de projetos de criação de tilápias em tanques-rede, onde uma das exigências dos órgãos responsáveis por liberar a outorga para os produtores é a avaliação da capacidade suporte dos reservatórios, tendo em vista que a grande maioria deles é utilizado para usos múltiplos (e.g. abastecimento hídrico, irrigação e desedentação animal). Nesse sentido, os primeiros estudos sobre a capacidade de suporte para cultivo intensivo de tilápias em reservatório, utilizando o modelo de Dillon e Rigler (1974) ocorreram nas microrregiões do Vale do Açu e Seridó, no Rio Grande do Norte, com os estudos de Attayde et al. (2007; 2008), Mosca (2008), Rocha (2006) e Rocha (2008).

Já na microrregião do Vale do Açu, Mosca (2008) trabalhou com as implicações da eutrofização da Barragem Armando Ribeiro Gonçalves sobre o abastecimento público e para a piscicultura intensiva em tanques-redes, prática esta verificada como inadequada para aquele corpo d'água em virtude do excesso de nutrientes já encontrados no ambiente.

Em uma análise pormenorizada, Rocha (2006) fez a caracterização limnológica e determinou a capacidade suporte para criação intensiva de tilápias em tanques-rede para o Reservatório de Mendubim, onde verificou que o reservatório estava apropriado para o cultivo intensivo de tilápias, com a produção máxima sustentável na ordem de 126 toneladas por ano. Por sua vez, Rocha (2008) avaliou a capacidade suporte para quatro reservatórios da microrregião do Seridó Potiguar, onde em apenas um reservatório era possível a criação de tilápias em tanques-rede. Nesta mesma região, Attayde e Panosso (2008) determinaram a capacidade de suporte para oito reservatórios, onde apenas um estava em condições apropriadas para receber o cultivo intensivo de tilápias em tanques-redes.

No estado da Paraíba, destacam-se os trabalhos de Arruda (2009) e Brito (2008). O trabalho de Brito (2008) se relaciona à outorga dos direitos dos recursos hídricos, especificamente, do reservatório de Acauã e, ao fazer a análise da capacidade de suporte, verificou que o reservatório só poderá receber tanques-rede após o ano de 2015, devido elevadas concentrações de poluentes. O trabalho de Arruda (2009) foi realizado no reservatório de Acauã, Semiárido paraibano, no qual foi constatado que o mesmo não tem capacidade suporte para a piscicultura, pois a barragem se mantém eutrofizada o ano todo.

2.3 ATIVIDADE DE PISCICULTURA INTENSIVA NO RESERVATÓRIO CAMALAUÍ

O projeto para a atividade de piscicultura intensiva no reservatório Camalaú foi aprovado no ano de 2007, iniciando a atividade de cultivo intensivo em abril de 2008 até

dezembro do mesmo ano. A produção no período de nove meses foi de 34.124 kg de tilápia. Em abril do mesmo ano, ocorreu uma chuva de aproximadamente 200 mm no Sítio Boa Esperança, no município de Monteiro - PB, o que ocasionou em uma mortalidade de mais de vinte toneladas de tilápias dos tanques-redes. Nesse momento, os produtores não tinham experiência em lidar com tal situação, desanimando uma parte que foi se afastando do projeto e procurando outras formas de sobrevivência, culminando em um declínio da produção pesqueira no ano seguinte.

O projeto foi reativado em 2010 com apenas 4 produtores e sem uma estrutura adequada para a produção, como por exemplo, ração suficiente para os peixes, uma vez que estes foram alimentados apenas uma vez ao dia com 1,0 (um) kg de ração em cada tanque-rede onde se encontravam 500 peixes. Esses animais acabaram se alimentando de algas existentes no reservatório. Ao final do ano tinham sido produzidos 7.160 kg de pescado, sendo o projeto novamente abandonado após a despesca.

3. OBJETIVOS

3.1 Geral

- Estimar o efeito da tilapicultura sobre a qualidade da água de um reservatório de usos múltiplos.

3.2 Específicos

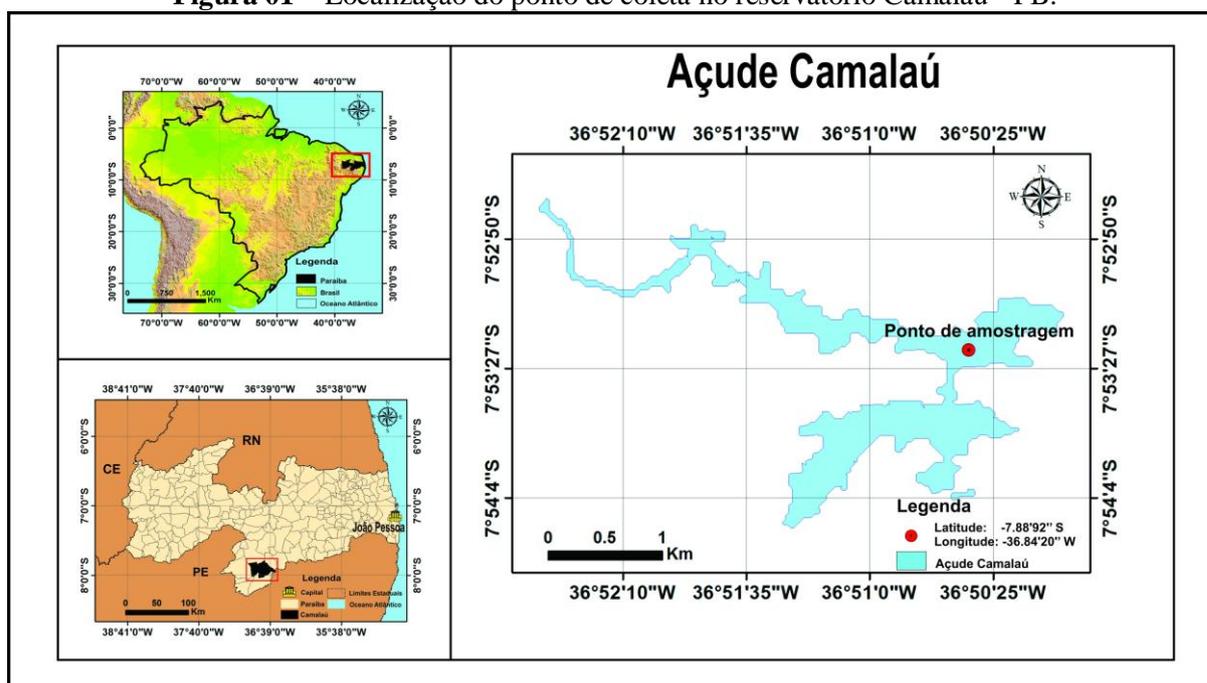
- Realizar a caracterização limnológica do reservatório;
- Estimar o estado trófico do reservatório;
- Avaliar a capacidade de suporte do reservatório para criação intensiva de tilápias em tanques-rede.

4.MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

O reservatório Camalaú (**Figura 01**), situado no semiárido do Estado da Paraíba, Brasil, foi construído em 1990 e possui um volume máximo de 48.107.240 m³ de água. O reservatório Camalaú é utilizado principalmente para abastecimento humano, irrigação, lazer e atividade de piscicultura intensiva. O mesmo está situado na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba, que possui uma área de 20.071,83 km², compreendida entre as latitudes 6°51'31'' e 8°26'21'' Sul e as longitudes 34°48'35'' e 37°2'15'' Oeste de Greenwich. É a segunda maior bacia hidrográfica do Estado da Paraíba, sendo composta pela sub-bacia do Rio Taperoá e regiões do alto, médio e baixo curso do Rio Paraíba (AESAs, 2011).

Figura 01 – Localização do ponto de coleta no reservatório Camalaú - PB.



4.2 IMAGENS DA ÁREA DE ESTUDO



Reservatório de Camalaú
- PB



Tanques-redes no
reservatório de Camalaú
no ano de 2008.



Tanques-redes no
reservatório de Camalaú
no ano de 2010.

A área está inserida na Microrregião Homogênea dos Cariris Velhos, denominada como região fisiográfica de Borborema Central. Em termos de climatologia e de acordo com a classificação de Köppen, a região do Alto Paraíba possui clima do tipo BSw^h, semiárido quente, com estação seca atingindo um período que compreende de 9 a 10 meses e precipitações médias em torno de 400 mm.ano^{-1} (PARAÍBA, 2007).

A vegetação predominante é do tipo Caatinga hiperxerófila, floresta caducifólia e subcaducifólia. As áreas desmatadas e utilizadas para a agricultura são em geral ocupadas pelas culturas de palma forrageira, agave, algodão além de milho e feijão. O relevo da região que encontra-se inserida na escarpa sudoeste do Planalto da Borborema apresenta-se com os níveis mais altos superiores a 600 metros em um relevo ondulado, forte ondulado e em algumas áreas também montanhoso. Os solos predominantes são do tipo Bruno Não Cálcico, que cobrem todo o cristalino existente na área de abrangência da região do Alto Curso do rio Paraíba. A geologia é constituída de compartimentos geológicos classificados como formações oriundas do proterozóico e do arqueozóico, notando-se quartzitos, gnaises e migmatitos, além de micaxistos e litologia associada ao complexo gnáissico. Há também ocorrência de rochas vulcânicas e plutônicas de idades diversas (PARAÍBA, 2007).

4.3 COLETA DAS AMOSTRAS E ANÁLISES DOS DADOS

As coletas foram realizadas entre mar/2008 e jun/2011, cobrindo o período seco e chuvoso da região. A estação amostral foi definida no local de presença dos tanques-rede. As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn na sub-superfície e na profundidade máxima (Z_{max}). Essas amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno e transportadas para o laboratório em caixas de isopor resfriada e congelada para análises posteriores. *In situ* foram medidos o pH com um Potenciômetro Tecinal modelo (RTEC03P-MP), a transparência da água com um disco de Secchi e a temperatura da água, medida com um Termisto Tenmars TM 744R RS-232 Thermometer. Oxigênio dissolvido foi determinado utilizando-se o método de Winkler descrito em Golterman, Clymo e Ohnstad (1978). A alcalinidade total seguiu o método de Mackereth, Heron e Talling (1978).

Para a análise da clorofila-*a*, a água foi filtrada com auxílio de uma bomba a vácuo, em filtros de fibra Whatman GF/C de 47 mm de diâmetro e o material filtrado armazenado em papel alumínio e congelado. A extração da clorofila foi feita em 10 ml de acetona 90%, por um período de 24 horas e então procedida a leitura em espectrofotômetro nos comprimentos de onda de 665 e 750 nm (WETZEL e LIKENS, 1991).

Quanto aos compostos nitrogenados, as concentrações do íon amônio, do nitrito e nitrato foram determinadas pelo método do endofenol, sulfanilamida e redução por cádmio, respectivamente. Por sua vez, o fósforo total foi determinado pelo método do ácido ascorbico, após digestão da amostra em autoclave com persulfato de potássio. Já a determinação do

ortofosfato foi realizada por oxidação-redução por persulfato de potássio. Todos estes procedimentos foram realizados conforme os descritos em APHA (1998).

Para avaliar o estado trófico do reservatório foi utilizado o cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) para região semiárida, desenvolvidos por Toledo Jr. et al. (1983), que propuseram uma modificação do tradicional IET de Carlson (1977). As equações utilizadas de 1 a 4 exprimem o Índice do Estado Trófico de Carlson Modificado (IET_M):

$$IET_M(TRA) = 10 * [6 - (\frac{0,64 + \ln Tra}{\ln 2})]$$

$$IET_M(PT) = 10 * [6 - (\frac{80,32 / PT}{\ln 2})]$$

$$IET_M(Cla) = 10 * [6 - (\frac{2,04 - 0,695 * \ln "cl - a"}{\ln 2})]$$

$$IET_M(SRP) = 10 * [6 - \frac{\ln(21,67) / SRP}{\ln 2}]$$

Onde: IET (TRA) = Índice de estado trófico para a transparência

IET (PT) = Índice de estado trófico para o fósforo total

IET (CLa) = Índice de estado trófico para a clorofila-a

IET (SRP) = Índice de estado trófico para o fósforo reativo solúvel

Foram utilizados os quatro índices: IET_M (PT); IET_M ("Cl-a"), IET_M (SRP) e IET_M (Tra) e, a seguir, calculou-se a média deste Índice (IET_M) que, ao final, foi classificado de acordo com a tabela 01 a seguir:

Tabela 01 - Classificação do Estado Trófico segundo o Índice de Carlson modificado por Toledo Jr. et al. (1983).

Critério	Estado Trófico	Classes do IET
IET < 44	Oligotrófico	1
44 < IET < 54	Mesotrófico	2
54 < IET < 74	Eutrófico	3

Para estimar a capacidade de suporte do reservatório, foi utilizado um modelo empírico para prever a resposta dos ecossistemas aquáticos ao aumento na carga de fósforo oriunda da piscicultura em gaiolas (BEVERIDGE, 1987). Este modelo parte do pressuposto de que o fósforo é o elemento limitante para a produção primária fitoplanctônica e que a biomassa

fitoplanctônica está negativamente correlacionada com a qualidade da água e com o crescimento e sobrevivência dos peixes nos tanques-rede (DILLON E RIGLER, 1974).

O modelo de Beveridge (1987) baseia-se em um anterior, proposto por Dillon e Rigler (1974), que é um dos modelos empíricos mais testados e calibrados da limnologia para prever concentrações médias anuais de fósforo, com base nos valores de cargas anuais desse elemento e nas características morfométricas e hidrológicas do lago ou reservatório. O modelo tem como premissa que a concentração de fósforo total num corpo de água [P] é determinada pela carga externa de fósforo, a profundidade média do reservatório, o tempo de renovação da água e a fração da carga externa de fósforo que sedimenta e fica retida no sedimento. Então, admitindo que o reservatório esteja em equilíbrio, temos que:

$$[P] = \frac{L(1-R)}{zp} \quad (1)$$

Onde, [P] é a concentração média anual de fósforo total em mg.m^{-3} ; L é a carga anual de fósforo total em $\text{mg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$; z é a profundidade média do reservatório em metros; R é o coeficiente de retenção de fósforo, ou seja, a fração da carga anual de fósforo total que sedimenta e fica retida no sedimento e p que é encontrado pela razão entre vazão média anual e volume anual médio, ou seja, a fração da coluna de água perdida anualmente para a jusante do reservatório.

Este modelo pressupõe que a concentração média anual de fósforo [Pi] do ecossistema aquático sofrerá um incremento como resultado da atividade de piscicultura até um nível máximo permitido ou desejado [Pf]. No presente estudo, adotaremos como valor de [Pf] o limite de $60\mu\text{g.L}^{-1}$ estabelecido em um trabalho de Thornton e Rast (1993). Assim, a carga máxima de fósforo aceitável da atividade de piscicultura intensiva é calculada através da seguinte equação:

$$\Delta[P] = [Pf] - [Pi] = \frac{Lp(1-Rp)}{zp} \quad (2)$$

Onde Lp é a carga anual de fósforo total derivada da piscicultura em tanques-redes e Rp é a fração desta carga que sedimenta e fica retida no sedimento do reservatório. A partir do cálculo de L, estimou-se a produção máxima sustentável de peixes em toneladas/ano da seguinte forma: multiplicou-se L (em $\text{mg/m}^2.\text{ano}$) pela área média (m) do reservatório para encontrar a carga P máxima permitida (kg/ano) para todo o reservatório. Em seguida essa carga foi dividida pela carga de P liberada para o ambiente por toneladas de peixe produzida

(kg de P/ton de peixe) para encontrar a produção máxima sustentável de peixes (toneladas/ano).

Para o cálculo da quantidade de P liberada por toneladas de peixe produzida deve-se levar em consideração a espécie cultivada, a taxa de conversão alimentar e o conteúdo de fósforo da ração. Neste estudo a espécie escolhida foi a *Oreochromis niloticus* (Tilápia do Nilo), uma espécie que possui uma quantidade de fósforo em sua biomassa que corresponde a cerca de 0,9% do seu peso úmido (DANTAS e ATTAYDE, 2007). Assim, assumimos que os sistemas de cultivo utilizariam rações comerciais de alta qualidade com cerca de 1% de fósforo em sua composição e um fator de conversão alimentar de 1,5:1,0, ou seja, que para produzir um quilograma de peixe seria necessário um quilo e meio de ração.

A retenção de fósforo no corpo aquático é uma variável de difícil medida, e a que mais gera incertezas no modelo. No entanto, reservatórios com longo tempo de residência de água possuem altos coeficientes de retenção de fósforo e neste estudo, assumindo-se o valor médio ($R = 0,8$) encontrado para reservatórios com tempo de residência de água superior a 100 dias (STRASKRABA 1996, WETZEL, 2001). Os valores do volume médio anual, da área da bacia hidráulica, profundidade média, vazão média anual liberada, descarga média anual e tempo médio de residência da água foram fornecidos pela AESA (Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba) de acordo com a tabela 02 a seguir:

Tabela 02 - Volume médio anual de água (V), área da bacia hidráulica (A), profundidade média (Z), vazão média anual liberada (Q), descarga média anual (ρ) e tempo médio de residência da água ($1/\rho$) do reservatório Camalaú, entre março - 2008 e junho - 2011.

Reservatório	V (10^3m^3)	A(10^3m^2)	Z (m)	Q($10^3\text{m}^3\text{ano}^{-1}$)	$\rho=Q/V(\text{ano}^{-1})$	$1/\rho(\text{ano})$
Camalaú	42.478.578,44	285.000	17,56	473.040	0,11	2,72

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A estatística básica descritiva foi realizada utilizando-se o utilitário Excel 2007. Neste foram calculados para todos os dados do período estudado, a média como medida de tendência central e o desvio padrão (DP) como medida de dispersão. A ANOVA fator único

foi utilizada para verificar as variações significativas ao longo do período de amostragem, sendo o mesmo efetuado para os pontos localizados na coluna de água.

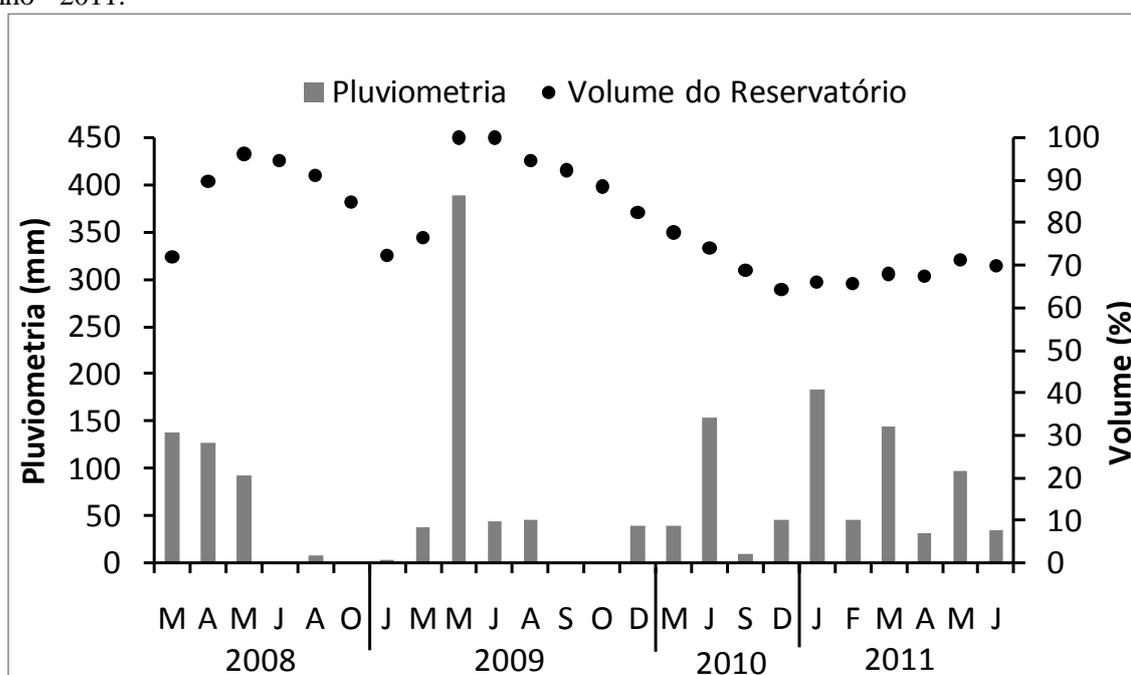
A análise fatorial em componentes principais (ACP) foi aplicada para todos os dados obtidos, para explicar as principais tendências de variação da qualidade da água, de modo a possibilitar a identificação dos principais componentes responsáveis pela variação das variáveis limnológicas. Esta análise foi efetuada por meio do utilitário *STATÍSTICA 7.0*. Uma análise regressão simples foi efetuada entre os componentes da ACP e a produção do pescado para avaliar o impacto da produção pesqueira sobre a segregação dos casos.

5. RESULTADOS

5.1 HIDROLOGIA

A pluviometria do reservatório de Camalaú variou ao longo do tempo, sendo as maiores precipitações verificadas no ano de 2011 (\bar{X} = 89,35; DP= 28,92), as menores precipitações foram no ano de 2008 (\bar{X} = 60,88; DP= 12,73). O volume do reservatório acompanhou a pluviometria, onde chuvas torrenciais elevaram o volume dos reservatórios à sua capacidade máxima nos meses de maio e junho de 2009 (**Figura 02**).

Figura 02 - Precipitação pluviométrica e volume do reservatório Camalaú no período - março 2008 a junho - 2011.



5.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS

Foram observadas diferenças significativas na transparência da água ao longo do período de amostragens ($p < 0,05$). Nos períodos de atividade de piscicultura observou-se menores valores de transparência da água, bem como maiores valores do coeficiente de atenuação da luz, K_{tot} (**Tabela 03**). Ainda neste período observou-se que o coeficiente de

atenuação derivado do componente biótico (K_p) apresentou maiores valores, em detrimento ao período sem atividade de piscicultura.

Tabela 03 - Transparência do reservatório Camalaú no período de março - 2008 a junho - 2011.

Variável	2008						2009						2010				2011							
	M	A	M	J	A	O	J	M	M	J	A	S	O	D	M	J	S	D	J	F	M	A	M	J
Transparência (m)	0,37	0,7	1,1	0,9	0,7	0,7	1,27	1,47	3,8	1,4	1,55	1,55	1,67	1,2	1,2	1,2	1,2	3,15	4	2,2	1,1	1,1	1,4	1,4
K_{tot}	4,6	2,4	1,5	1,9	2,4	2,4	1,3	1,2	0,4	1,2	1,1	1,1	1,0	1,4	1,4	1,4	1,4	0,5	0,4	0,8	1,5	1,5	1,2	1,2
K_p	1,7	1,0	1,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,4	0,3	0,6	0,0	0,4	0,4	1,4	1,1	0,9	0,2	0,2	0,2	0,9	0,1	0,1	0,0
K_{res}	2,9	1,4	0,3	1,6	2,3	2,2	1,2	1,0	0,1	0,9	0,5	1,1	0,7	1,1	0,1	0,3	0,5	0,4	0,3	0,6	0,6	1,4	1,1	1,2

Elevadas temperaturas foram verificadas ao longo de todo o monitoramento sendo as diferenças observadas consideradas significativas ($p=0,05$). As águas apresentaram características alcalinas, exceto para o ano de 2010 onde o pH apresentou média de 8,4. A alcalinidade da água apresentou aumento significativo ao longo das amostragens variando de uma média anual de 18,3 em 2008 a 25,0 em 2011 (**Tabela 04**). Durante todo o monitoramento, o reservatório apresentou águas bem oxigenadas, não sendo observadas diferenças significativas ao longo dos anos. As menores concentrações foram verificadas no ano de 2008 ($\bar{X} = 4,4 \mu\text{g.L}^{-1}$; $DP = 2,2$) e maiores concentrações no ano de 2010 ($\bar{X} = 5,4 \mu\text{g.L}^{-1}$; $DP = 2,0$ e $p = 0,1$).

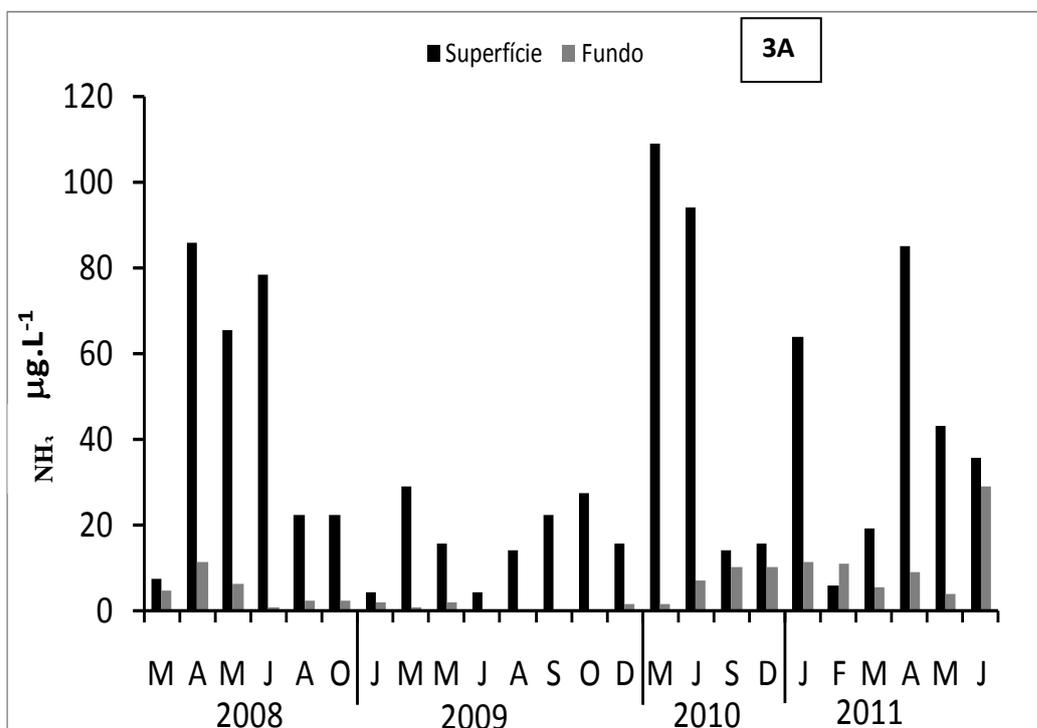
Tabela 04 - Média e desvio padrão das variáveis limnológicas monitoradas no reservatório Camalaú no período de março-2008 a julho-2011 ("p" refere-se aos resultados da ANOVA one way).

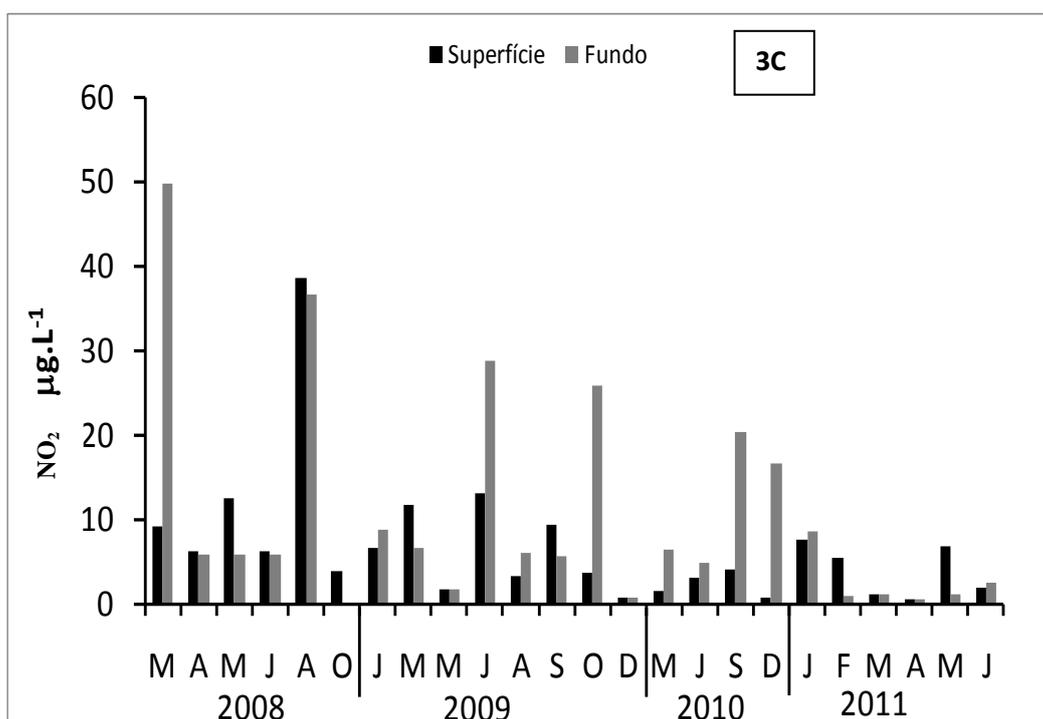
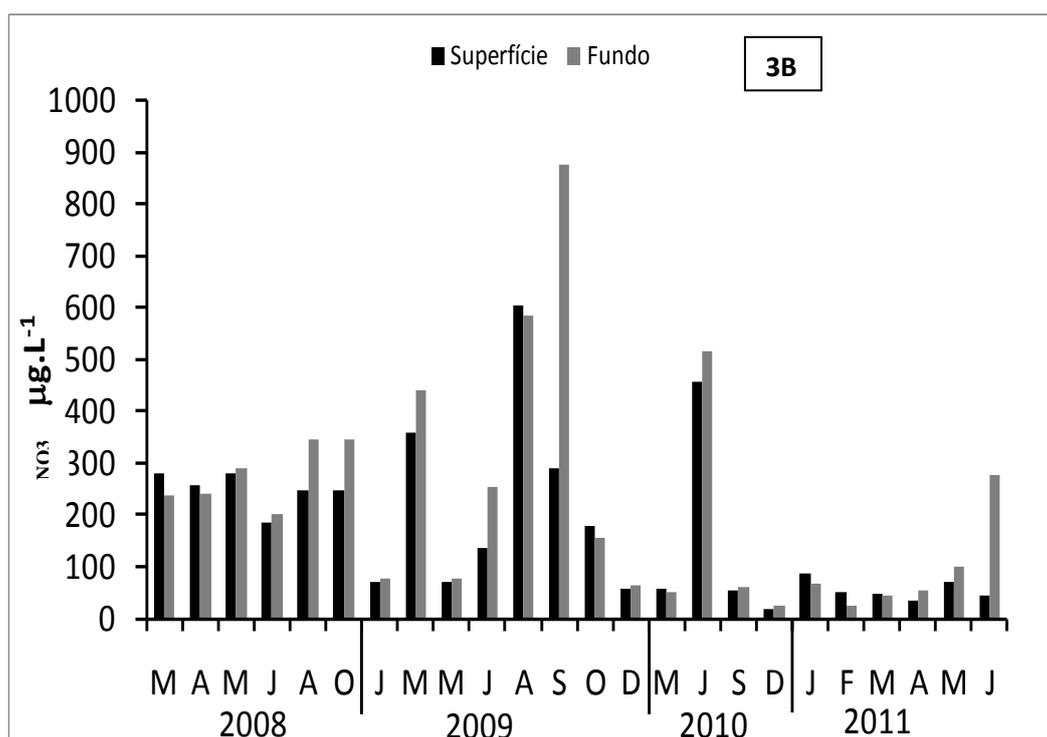
Variáveis	2008			2009			2010			2011			p
	X	DP	N	X	DP	N	X	DP	N	X	DP	N	
Transparência da água(m)	0,7	0,2	12,0	1,8	0,9	13,0	1,7	0,9	8,0	1,9	1,1	12,0	0,05
Temperatura (°C)	25,8	1,8	12,0	26,3	1,6	13,0	26,9	2,1	8,0	28,3	1,9	12,0	0,05
pH	7,6	0,3	12,0	7,6	0,2	13,0	8,4	0,2	8,0	7,9	0,4	12,0	0,001
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	4,4	2,2	11,0	4,8	2,3	13,0	5,4	2,0	8,0	5,1	2,3	12,0	0,1
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	18,3	3,0	12,0	21,7	5,4	13,0	22,1	2,0	8,0	25,0	6,4	12,0	0,01
N-NH ₄ (μg/L)	93,2	101,7	12,0	25,8	40,4	13,0	53,2	60,3	8,0	47,9	30,7	12,0	0,03
N-NO ₂ (μg/L)	16,8	16,0	12,0	8,2	9,2	13,0	7,2	7,3	8,0	3,1	3,1	12,0	0,06
N-NO ₃ (μg/L)	263,4	49,6	12,0	291,6	259,3	13,0	155,1	205,4	8,0	75,5	67,1	12,0	0,006
P-PO ₄ (μg/L)	13,7	13,4	12,0	28,0	26,8	13,0	5,7	3,5	8,0	36,4	40,8	12,0	0,01
P _{total} (μg/L)	220,8	226,2	12,0	143,0	79,9	13,0	117,9	139,6	8,0	99,2	68,8	12,0	0,09
Clorofila - a (μg/L)	6,2	7,3	12,0	3,1	1,3	13,0	6,1	3,4	8,0	11,9	9,2	12,0	0,001

A principal forma de nitrogênio inorgânico dissolvido na água foi o nitrato, seguido de amônia e nitrito (**Figura 03**). As concentrações de nitrato apresentaram decréscimo significativo ao longo do monitoramento, variando de uma média anual de $263,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2008 a $75,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2011; no entanto, sua distribuição ao longo da coluna de água ocorreu de modo bastante homogêneo sem diferenças significativas entre superfície e fundo (**Figura 3B**).

As concentrações do íon amônio também apresentaram diminuição significativa variando de $93,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ a $47,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, no entanto, nos períodos de ocorrência da atividade de piscicultura foram observados as maiores concentrações desta variável (**Tabela 04**). Apesar de não apresentar diferenças significativas as maiores concentrações de amônio foram observadas nas águas superficiais do reservatório (**Figura 3A**). O nitrito apresentou baixas concentrações durante todo o monitoramento, sem diferenças significativas em sua variação (**Tabela 04, Figura 3C**).

Figura 03 – Concentrações do íon amônio (A), nitrato (B) e nitrito (C), respectivamente, do reservatório Camalaú no período de março - 2008 a junho - 2011.

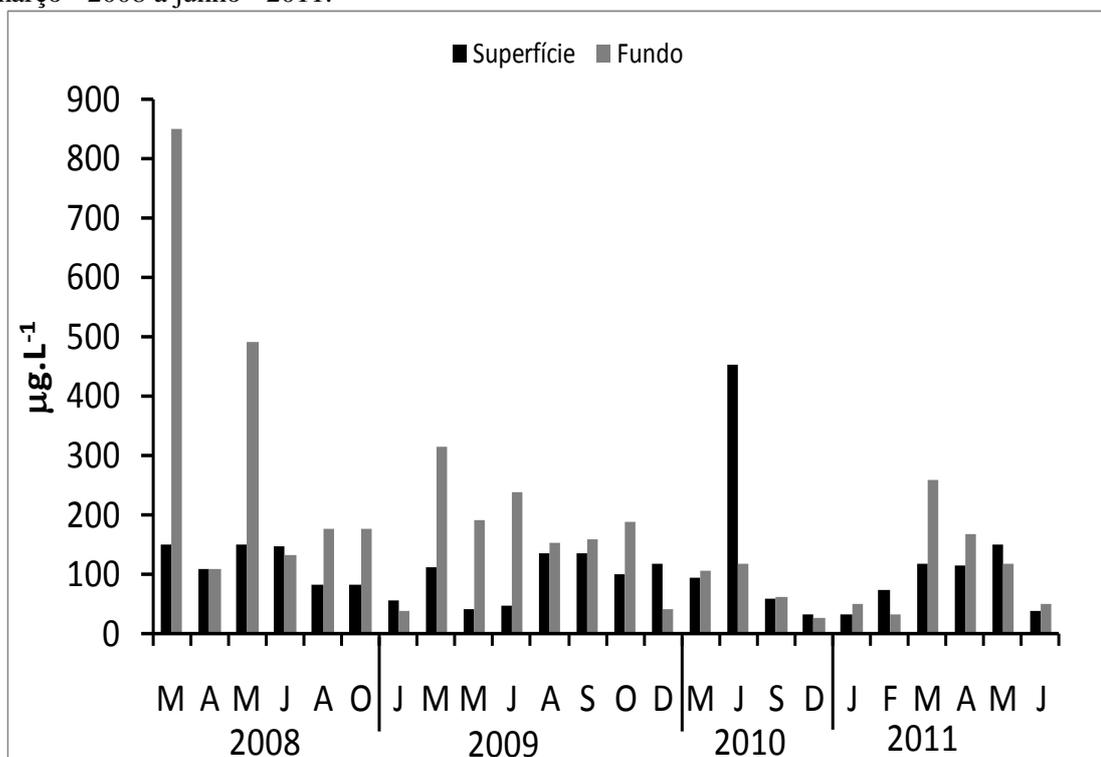




As concentrações de fósforo total dissolvidos nas águas do reservatórios apresentaram diminuição significativa ao longo do monitoramento, variando de uma média anual de 220,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ a 99,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em 2011 (**Tabela 04**), sendo as maiores concentrações observadas na região mais profunda do reservatório (**Figura 04**). O fósforo solúvel reativo apresentou baixas concentrações conferindo aproximadamente 10% do fósforo total, exceto em 2011, quando

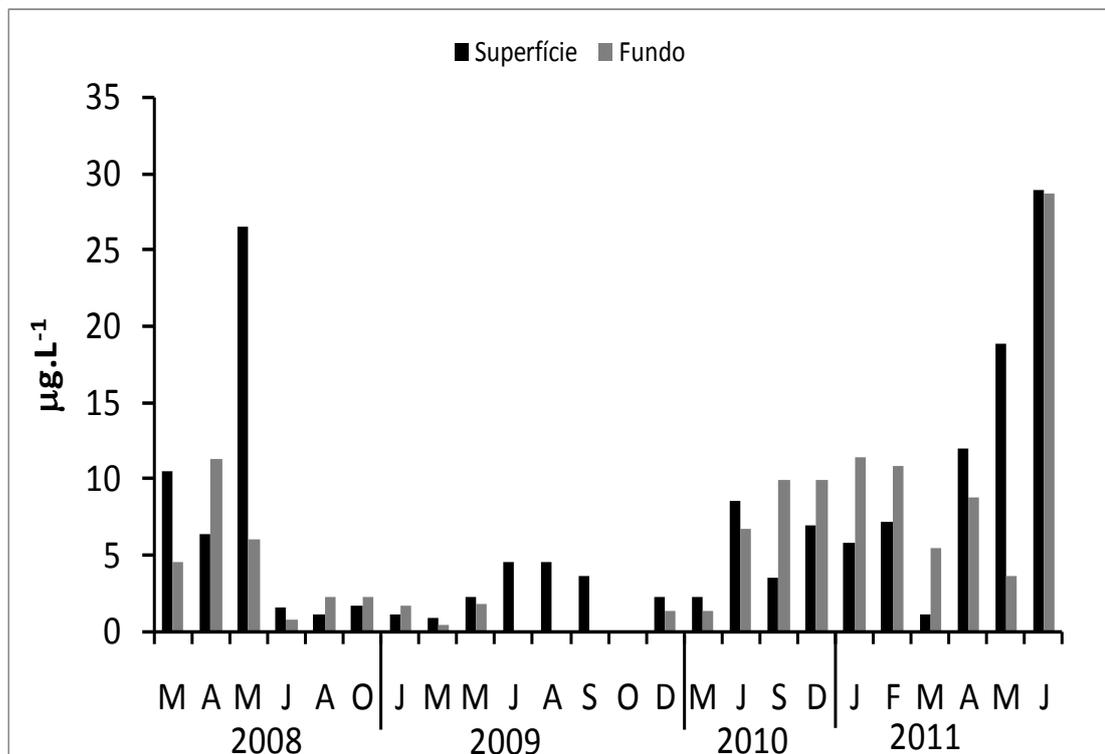
foi verificado uma média de $36,4 \mu\text{g.L}^{-1}$, o que representa 30% do fósforo total dissolvido na água (**Tabela 04**).

Figura 04 – Concentrações de fósforo total na superfície e fundo do reservatório Camalaú no período de março - 2008 a junho - 2011.



As menores concentrações de clorofila-*a* foram verificadas no ano de 2009 ($\bar{X} = 3,1 \mu\text{g.L}^{-1}$; DP= 1,3) e maiores concentrações no ano de 2011 ($\bar{X} = 11,9 \mu\text{g.L}^{-1}$; DP=9,6), sendo as diferenças observadas ao longo das amostragens altamente significativas (**Tabela 04**). Nota-se (**Figura 05**) que a biomassa algal teve um decréscimo em 2009 seguido de elevadas concentrações nos períodos posteriores.

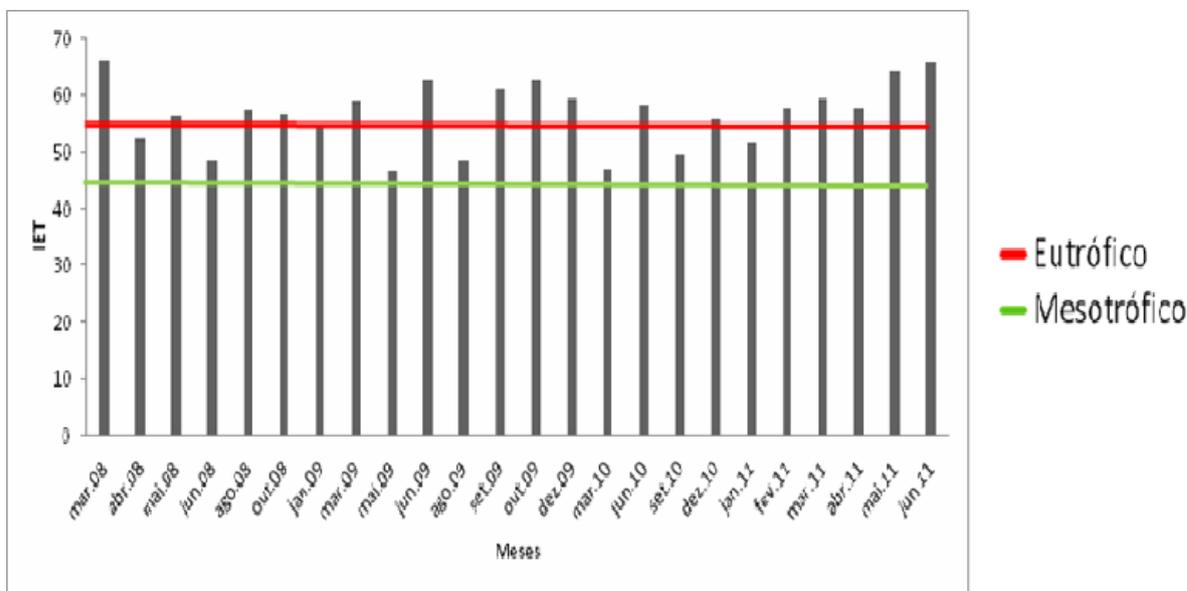
Figura 05 - Concentração de clorofila-*a* no reservatório Camalaú no período de março - 2008 a junho - 2011.



5.3 IET (Índice de Estado Trófico)

O índice de estado trófico do reservatório Camalaú variou de mesotrófico em alguns meses para o estado eutrófico. Essa variação ocorreu principalmente intercalando períodos chuvosos com águas mais mesotróficas, seguido por um período de temperaturas mais elevadas, alta disponibilidade de nutrientes, principalmente, fósforo total e ortofosfato. O reservatório Camalaú apresentou os maiores índices de estado trófico nos meses de março/2008 e junho/ 2011, e menores índices em maio de 2009 e março de 2010 (**Figura 06**).

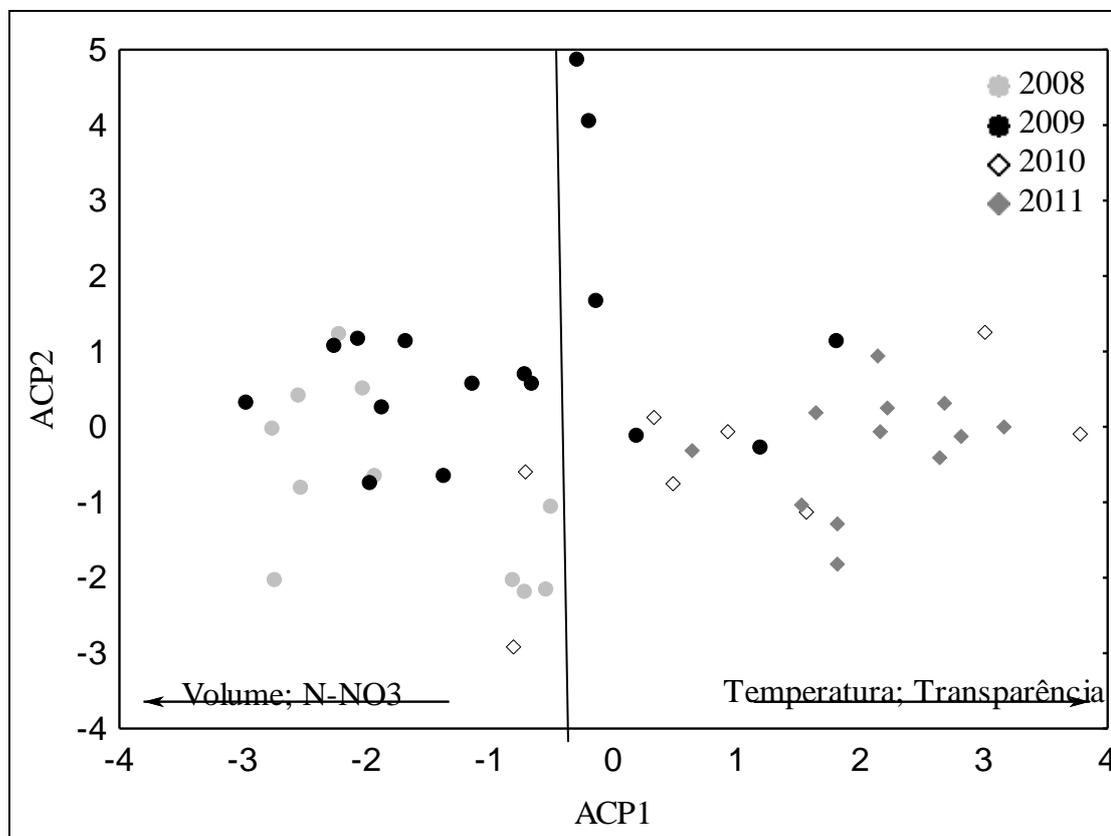
Figura 06 – Índice de Estado Trófico para o reservatório Camalaú no período de março - 2008 a junho - 2011.



5.4 ACP – ANÁLISE DOS COMPONENTES PRINCIPAIS

A análise dos componentes principais resumiu em 42% a variabilidade dos casos nos dois primeiros eixos, sendo 27% para ACP1 e 15% para ACP2. Considerando a ordenação dos casos, para ACP1 observa-se distinção significativa ($p < 0,05$) entre os anos de 2008-2009 e 2010-2011, principalmente em relação as concentrações de nitrato (-0,62), e transparência da água (0,54). Verificou-se uma relação positiva da produção do pescado e a variável ACP1 (componente principal 1) ($r = 0,42$; $p < 0,05$), o que indica uma maior influência da atividade de piscicultura sobre variáveis com maior estrutura neste eixo (nitrato e transparência da água), refletindo a influência da atividade de piscicultura sobre as características limnológicas do reservatório (**Figura 07**).

Figura 07 - Análise de Componentes Principais (ACP), monitoradas no reservatório Camalaú no período de março-2008 a julho-2011 (obs.: os valores de “p” referem-se aos resultados da ANOVA *one way*).



5.5 CAPACIDADE DE SUPORTE

Tendo em vista a concentração média de fósforo total no reservatório Camalaú, não foi possível calcular a carga máxima de fósforo que poderia ser lançada no reservatório pela atividade de piscicultura intensiva em tanques-redes. No entanto, um panorama foi traçado, para calcular a produtividade pesqueira, caso sejam implementadas medidas de remediação da eutrofização deste reservatório.

Assumindo que a concentração inicial $[P_i]$ do reservatório de Camalaú é de $220,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ e que a concentração média desejada $[P_f]$ após a implementação da atividade de piscicultura é de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$, tem-se: $\Delta P = -190,8 \mu\text{g.L}^{-1} \text{ P.L}^{-1}$. Com base nesse valor de ΔP , verifica-se que a capacidade suporte do reservatório já foi ultrapassada, tendo em vista que já partiu de um valor negativo.

O panorama para estimar capacidade de suporte do reservatório foi desenvolvido da seguinte maneira: fez-se uma estimativa caso as concentrações médias de fósforo total do

reservatório diminuíssem para $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, $40 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $30 \mu\text{g.L}^{-1}$, quanto poderia ser produzido de tilápias em toneladas a cada ano.

Dessa forma, se a concentração inicial [Pi] do reservatório de Camalaú fosse de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$ e a concentração média desejada [Pf] após a implementação da atividade de piscicultura fosse de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$, teria-se uma $\Delta P = 10 \mu\text{g.L}^{-1}$. De posse do valor de ΔP , é possível calcular a carga externa de fósforo que é lançada pela piscicultura intensiva (L) e suportada pelo reservatório sem extrapolar o limite crítico. Nesse trabalho assumiu-se uma profundidade média (Z) do reservatório de 17,56 metros, a área da bacia hidrográfica (A) de 285.000 m^2 , uma descarga de fósforo (p) de $0,11 \text{ kg}$ por ano e um coeficiente de retenção de fósforo (K) de 0,8 (STRASKRABA, 1996).

Se as cargas externas e internas de fósforo permanecem constantes, e multiplicando o valor de (L) pela área média do reservatório, obteve-se a carga máxima de fósforo lançada pela piscicultura no ambiente. Assim, o reservatório Camalaú poderia receber uma carga de fósforo de $27,99 \text{ kg.ano}^{-1}$, mantendo as concentrações médias anuais de fósforo total abaixo do limite de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Após ser determinado a carga máxima de fósforo total permitida pela atividade de piscicultura (L)8, é possível fazer uma estimativa de quantas toneladas de peixes podem ser produzidos no reservatório Camalaú sem elevar as concentrações de fósforo total acima do limite crítico de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$. Para isso é necessário saber qual o tipo de manejo do cultivo, tipo da ração e da taxa de conversão alimentar da espécie cultivada, já que estes fatores interferem na quantidade de peixe produzido. Neste trabalho, foi utilizada uma taxa de conversão alimentar (CA) e concentrações de fósforo na ração que seriam encontrados em condições ideais de cultivo, as quais geralmente não são alcançadas na prática. Assim, trabalhou-se com uma taxa de conversão alimentar de 1,5:1,0, onde para cada quilograma de peixe produzido é necessário um quilograma e meio de ração.

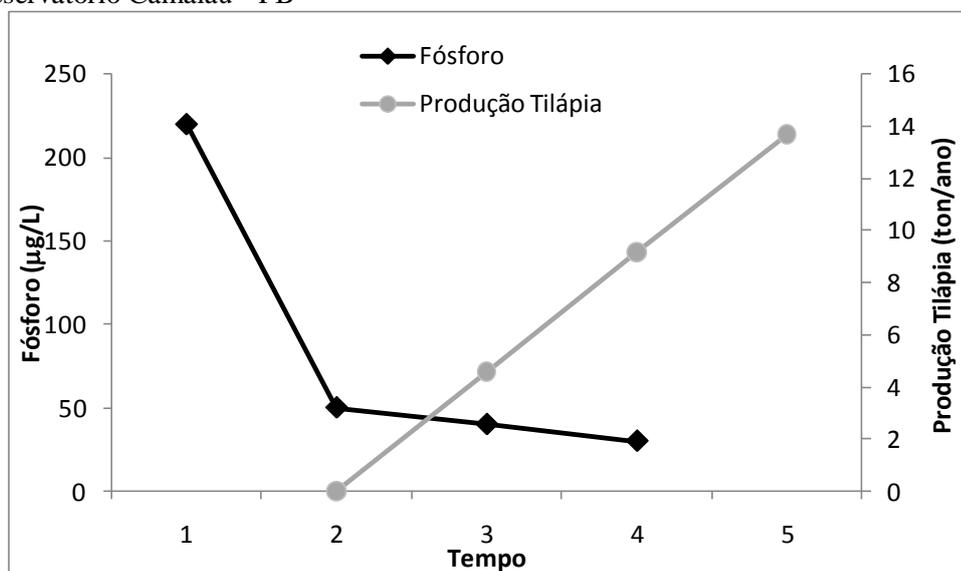
Portanto, um tonelada de tilápia vai possuir o equivalente a 9,0 kg de P. Fazendo uso de uma ração que tenha 1,0% de fósforo e uma taxa de conversão alimentar de 1,5:1,0, seria necessário 1,5 toneladas e meia de ração contendo 15 kg de fósforo para produzir uma tonelada de tilápia, que ficaria com 9 kg de fósforo em sua biomassa. Assim, 6 kg de fósforo seria liberado para o reservatório por cada tonelada de tilápia que fosse produzida.

Dessa forma, ao se dividir a carga de fósforo máxima de $27,99 \text{ kg.ano}^{-1}$ pela média de fósforo que é retida para o reservatório por cada tonelada de tilápia produzida, tem-se a produção máxima de pescado em toneladas/ano. Portanto, a produção máxima de tilápia no

reservatório de Camalaú, tendo como base uma $\Delta P = 10 \mu\text{g.L}^{-1}$, seria 4,58 toneladas de tilápias por ano, sem ultrapassar o limite de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total no reservatório.

Para as concentrações de $\Delta P = 20 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ teriam respectivamente uma carga de fósforo de $55,05 \text{ kg.ano}^{-1}$ e $82,57 \text{ kg.ano}^{-1}$, correspondendo a uma produção de pescado de 9,18 e 13,763 toneladas de peixes por ano, sem extrapolar o limite crítico adotado no estudo (**Figura 08**).

Figura 08: Representação do Panorama de produção pesqueira com diminuição das cargas de fósforo total no reservatório Camalaú - PB



6. DISCUSSÃO

As concentrações de fósforo total, clorofila-*a* e a transparência da água são variáveis muito utilizadas como indicadoras de eutrofização. O aumento nas concentrações de nutrientes fosfatados e nitrogenados durante os períodos de tilapicultura no reservatório Camalaú possivelmente foram causados pelo acúmulo da ração não consumida, bem como as excretas dos peixes inseridos na coluna da água, corroborando com Borges, Train e Bonecker, 2010. Este fato pode ser confirmado pelos maiores valores dos coeficientes de atenuação da luz neste período, *K_r*, o qual refere-se à quantidade de material de origem inorgânica na água. Em reservatórios do semiárido a entrada natural de nutrientes fosfatados e nitrogenados ocorre em esporádicos episódios; pois as chuvas nem sempre atuam como carreadora de nutrientes, uma vez que a bacia de drenagem caracteriza-se por ser pobre em matéria orgânica (ECKERT et al. 2003).

O pH do reservatório se apresentou alcalino durante quase todo o período amostral, fato que pode estar relacionado aos fatores antrópicos, já que altos valores de pH podem estar relacionados a proliferação de vegetais, pois com o aumento da fotossíntese há consumo de gás carbônico e portanto, diminuição do ácido carbônico da água e consequente aumento do pH (PEREIRA, 2004).

O nitrogênio é um elemento que entra na constituição de duas importantes classes de moléculas orgânicas, proteínas e ácidos nucleicos (ROSA, MESSIAS, AMBROLINI, 2003). Em algumas regiões continentais áridas o nitrogênio pode ser o principal fator limitante para o crescimento fitoplanctônico. Entretanto, a relevância do nitrogênio para o crescimento de cianobactéria é sempre discutível porque vários gêneros desses microrganismos são capazes de compensar a deficiência de nitrogênio por fixação biológica do nitrogênio atmosférico (REYNOLDS, 1997).

O íon amônio apresentou as maiores concentrações no ano de 2008 e 2010, fato que está relacionado a grande disponibilidade de matéria orgânica provenientes do cultivo intensivo de peixes em tanques-rede e as menores concentrações no ano de 2009 e 2011, período que não houve produção pesqueira, em virtude de problemas entre os produtores e conseqüentemente teve baixa disponibilidade de matéria orgânica. Em grandes concentrações, esse nutriente tem algumas implicações ecológicas como: influência na dinâmica do oxigênio dissolvido, na comunidade de peixes, se for transformado em amônio (NH₃) quando em meio se encontra básico (DINIZ et al., 2005; SANTOS, CUNHA-SANTINO e BIANCHINI-JÚNIOR, 2011;). No estudo verificou-se elevadas concentrações desse nutriente na superfície

do reservatório, fato que pode está relacionado ao acúmulo de ração proveniente da atividade de piscicultura.

O nitrito apresentou as maiores concentrações no ano de 2008 e 2010, fato este que pode ser explicado pelo aporte de nutrientes carreados pelas chuvas e pelas reações de decomposição da matéria orgânica, atestando a existência de poluição orgânica recente, possivelmente proveniente da piscicultura (PEREIRA, 1994). Nos anos de 2009 e 2011, as concentrações desse nutriente foram baixas, fato que pode ser explicado porque ambientes bem oxigenados têm baixas concentrações de nitrito e devido ao declínio da atividade de piscicultura, corrobora com Diniz et al., 2005 .

O nitrato quando comparado com os outros compostos da série nitrogenada foi o que apresentou as maiores concentrações durante todo o período amostral, sendo as maiores concentrações verificadas nos anos de 2008 e 2009, e reduzindo nos anos seguintes, coincidindo com o declínio da produção de peixe.

De acordo com Chernicharo (2001), a descarga de nutrientes em curso de águas superficiais causa diminuição dos níveis de oxigênio e o aumento da biomassa algal, decorrentes do processo de eutrofização. Figueirêdo et al. (2007), observou altas cargas de fósforo em três sub-bacias de açudes da bacia do Acaraú, CE, e Costa et al. (2010) no reservatório de sobradinho observou que as altas cargas de fósforo está relacionada com o escoamento superficial das águas da chuva na região. Figueirêdo et al. (2007), no rio Jaibaras mostra altas concentrações de fósforo advinda da criação de tilápias, como também Sipaúba-Tavares (2003) em viveiros de cultivo em Jaboticabal.

Em relação à SRP, um aumento significativo foi observado nos valores médios deste nutriente ao longo do tempo, provavelmente devido à sua baixa absorção pelo fitoplâncton. Notou-se que as concentrações de clorofila-*a* foram maiores durante os períodos de atividade de piscicultura, o que pode refletir na diminuição do SRP durante este período. Esse nutriente é a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos (CHERNICHARO, 2001), além de ter sua distribuição influenciada pelo fluxo da corrente de água (ALVES E BACCARIN, 2005).

A clorofila-*a* apresentou variação na superfície e fundo do reservatório, com concentrações elevadas nos anos de 2008 e 2010 provavelmente por influência da piscicultura intensiva e, no ano de 2011, onde ocorreu uma possível floração de cianobactérias no mês de junho. Porém, as concentrações não ultrapassaram o limite crítico estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05.

É possível observar que o oxigênio dissolvido e a clorofila-*a* estão dentro de um limite crítico, com exceção dos valores de fósforo total, que se apresentou acima do que é preconizado pela Resolução CONAMA 357/05, que limita para águas de classe II o valor de até 30 µg/L para fósforo total.

A causa primária da eutrofização dos corpos aquáticos tem sido o aumento excessivo de nutrientes, como fósforo e nitrogênio (XAVIER, VALE e VASCONCELOS, 2007; NIXON, 2009). Esse aumento de nutrientes no ecossistema influencia diretamente o crescimento da comunidade fitoplanctônica (HUSZAR et al., 2006). Thornton e Rast (1993) propõem uma concentração superior ou igual a 60 µg.L⁻¹ de fósforo total e 12 µg.L⁻¹ de clorofila-*a* para reservatórios de zonas semiáridas, como indicativo que o ambiente está eutrófico, assim, esses ambientes seriam limitados mais por luz do que por fósforo.

É importante salientar que o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson, modificado por Toledo Jr. *et al.* (1983) para ambientes tropicais baseia-se fundamentalmente na transparência da água, concentração de fósforo total, fósforo reativo solúvel e clorofila-*a*. De acordo com este índice, quanto ao grau de trofia, o reservatório Camalaú apresentou uma variação do estado mesotrófico (44 < IET < 54) em alguns meses para o estado eutrófico (54 < IET < 74), com isso o reservatório não poderia sustentar uma atividade de piscicultura em tanques-redes, uma vez que as concentrações de fósforo total na água ultrapassam o limite de 60 µg.L⁻¹ proposto por Thornton e Rast (1993). Os resultados também mostram que o reservatório apresenta concentrações médias de fósforo total acima do limite crítico de 30 µg.L⁻¹ estabelecido pela resolução CONAMA 357/05 para águas doces Classe II. Dessa forma, os resultados mostram elevada concentração de fósforo total, evidenciando que o reservatório está eutrofizado.

Florações de cianobactéria são conhecidas como características de ambientes eutrofizados em água doce, bem conhecido em lagos rasos (PADISÁK e REYNOLDS, 2003), no entanto os fatores controladores do sucesso das cianobactérias ainda está sujeito a discussões (MIHALJEVIC e STEVIC, 2011). As florações de cianobactérias acabam por criar vários problemas, com relação ao suprimento de água, sendo estas produtoras de toxinas e metabolitos secundários, e por consequência aumento no número de intoxicações em animais e humanos, além de tornarem o ambiente impróprio para usos (CARMICHEL, 2008; CODD; MORISSOM e METCALF, 2005).

A Análise dos Componentes Principais (ACP) mostrou a influência da piscicultura intensiva na qualidade da água do reservatório. Para o ano de 2008, verificou-se uma relação

entre nitrato e transparência no período de intensa produção pesqueira. Onde a transparência está relacionada com o aporte de nutrientes provenientes da produção intensiva de tilápias. Com o passar dos anos, com a redução da atividade, teve um aumento na transparência e diminuição dos níveis de nutrientes no reservatório, evidenciando uma degradação da qualidade da água em virtude da atividade de piscicultura intensiva.

As concentrações de fósforo total dissolvidas na água do reservatório apresentaram redução significativa ao longo do monitoramento. Se a concentração de fósforo total continuar a reduzir poderá chegar ao limite de $60 \mu\text{g/L}^{-1}$ proposto por Thornton e Rast (1993). Assim, seria possível a produção de peixes no reservatório. Apesar da ocorrência de tal diminuição, ao longo de todas as amostragens esta variável apresentou valores acima dos sugeridos pela legislação vigente de $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ (CONAMA,2005).

Apesar das pressões governamentais para a implantação do cultivo intensivo de tilápias em tanques-rede em reservatórios públicos do semiárido, os estudos sobre capacidade de suporte demonstram que na grande maioria dos sistemas não é possível o cultivo (ROCHA, 2006; ATTAYDE, 2008; BRITO, 2008; MOSCA, 2008; ARRUDA, 2009).

A causa de não se poder cultivar tilápias na grande maioria dos reservatórios do semiárido brasileiro está relacionado ao elevado estado trófico desses sistemas, como revelam os estudos de Bouvy et al. (2000) e Brasil (2011) a principal característica biológica desses sistemas, quanto a composição da comunidade fitoplanctônica, é a dominância de cianobactérias. Esse fato torna-se ainda mais preocupante, uma vez que estudos demonstram que florações por cianobactérias potencialmente tóxicas são comuns na região do semiárido (BOUVY et al. 1999; MOLICA et al., 2005; COSTA et al., 2006), pondo em risco não só a biota aquática quanto também as populações locais que ingerem aquela água ou que se alimentam do pescado.

Mesmo que sejam implementadas medidas para mitigar as concentrações de fósforo no reservatório Camalaú, para os limites estabelecidos, a quantidade de peixes resultante da produção seria economicamente inviável ao sustento dos produtores, visto que a produção máxima a ser alcançada seria de 13,7 toneladas de peixes/ano o que resultaria em uma arrecadação de R\$ 54800,00 (o kg de tilápia é comercializado a R\$ 4,00), sem retirada do investimento em arraçoamento e compra de alevinos. De modo geral cada consórcio de piscicultores conta com a participação de 10 a 12 famílias; assim a renda mensal seria de R\$ 380,00 por família valor inferior ao salário mínimo brasileiro.

A piscicultura intensiva está baseada em três conceitos básicos: eficiência econômica, prudência ecológica e equidade social (VINATEAE, 1998). A estimativa da capacidade de suporte do reservatório Camalaú demonstrou que a produção máxima sustentável de peixes pode ser viável ecologicamente se as cargas de nutrientes diminuíssem; no entanto, esta atividade seria economicamente inviável para o sustento das famílias

Para se atingir a sustentabilidade da tilapicultura é necessário analisar os impactos e o custo-benefício da atividade, que não era considerada como geradora de impacto ambiental (ELER E MILLANI, 2007). Como impacto positivo, a literatura considera o consórcio entre a piscicultura e outras modalidades agrícolas, como por exemplo, de arroz e tilápias, suíno-tilápias, e aves-tilápias; deve-se ressaltar também como um aspecto positivo social e econômico as oportunidades de novas fontes econômicas e de trabalho na bacia hidrográfica (LOPERA BARRERO, 2006; THIEN et al., 2009). Entretanto, a piscicultura não produz apenas impactos positivos. Analisando-se todos os sistemas de criação de peixes em cativeiro, tem sido verificado que os impactos negativos são muitos, com conseqüências diretas sobre o meio ambiente (ROSENTAL, 1994).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A atividade de piscicultura intensiva em tanques rede no reservatório Camalaú (PB) mostrou-se insustentável do ponto de vista econômico e ecológico, por provocar danos a qualidade da água.

Em suma, pode-se concluir que não é recomendado cultivar tilápias em tanques-rede no reservatório Camalaú. Com base no exposto é possível observar que as práticas de aquicultura não deve basear-se apenas nos benefícios sócio-econômicos imediatos advindos dessa prática, mas deve-se levar em consideração, principalmente, o uso prioritário desses reservatórios de extrema importância regional, que é o abastecimento público.

Para continuar a expansão da piscicultura intensiva em tanques-rede é necessário garantir a qualidade da água desses corpos aquáticos, por isso, é necessário que o cultivo intensivo tenha como objeto principal a gestão adequada da atividade e um monitoramento permanente que não vise apenas o retorno financeiro, e sim a questão ambiental relacionada ao financeiro. Há também uma necessidade de aplicar as práticas ambientais visando a sustentabilidade deste sistema produtivo e a manutenção dos usos múltiplos dos reservatórios.

Portanto, a hipótese do trabalho foi testada com êxito, pois foi evidenciado que ao longo do tempo, a atividade de piscicultura provocou alterações na transparência, pH, concentrações de nutrientes e no estado trófico do reservatório de Camalaú (PB).

8. REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; Okada, E. K.. A questão ambiental dos tanques-rede. **Bol. Soc. Bras. Ictiol.**, n. 54, p. 6–7, 1999.

ALBINATI, R. C. B. Aquicultura em pequenos açudes no semiárido. **Bahia Agríc.**, n. 7, p. 66-72, 2006.

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. **Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata**. São Carlos: Rima, 2005. p.329–347.

ANGELINE, R. Avaliação da capacidade-suporte da represa do Broa para a colocação de tanques-rede. **Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal**, v.3, n.2, p. 42-48, 2002.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. American Public Health Association, 1998. 1220 p.

ARRUDA, P. C. **Comunidade fitoplanctônica e condicionantes limnológicos no diagnóstico da eutrofização e capacidade suporte do reservatório de Acauã, Paraíba-Brasil**. 2009. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA) - Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba.

ATTAYDE, J. L.; OKUN, N.; BRASIL, J.; MENEZES, R.; MESQUITA, P. Impactos da introdução da tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, sobre a estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos do bioma caatinga. **Oecol. Bras.**, n. 11, p. 450-461, 2007.

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

ATTAYDE, J.L.; PANOSSO, R. (Coord.). Determinação da capacidade de suporte de

importantes reservatórios do Rio Grande do Norte para o cultivo de peixes em tanques-Rede: Relatório Técnico Final. Projeto FINEP/CAPSUPORTE, 2008. 68p.

AZEVEDO , M. F.; CARMOUSE, J. P. Une mortalité de poissons dans une lagune tropicale (Brésil) durant une période de dominance de Cyanophyceae. **Rev.e Hydrob. Trop.**, n. 27, p. 265-272, 1994.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage and pen fish farming: Carrying capacity models and environmental impact.** Quezon: FAO Fish Tech. Pap., 1984. 131p.

BEVERIDGE, M. C. M. Cage Aquaculture. Fishing News Books. **Oxford.** 1987. 335p.

BORGES, S., TRAIN, J. D. D., BONECKER, C. Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir. **Hydrobiologia.** 649:279-291, 2010.

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

BOUVY, M.; MOLICA, R.; OLIVEIRA, S. D.; MARINHO, M.; BECKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom *Cylindrospermopsis raciborskii* in a shallow reservoir in the semi-arid northeast Brazil. **Aquatic Microbial Ecology**, n. 20, p. 285-297, 1999.

BOUVY, M.; PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. Effects of cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira reservoir (northeast Brazil). **Aquat. Mic. Ecol.**, n. 25, p. 215-227, 2001.

BOZANO, L. N.; CYRINO, J. E. P. Produção intensiva de peixes em tanques-rede e gaiolas. **Programa da Aquicultura**, v.9, n.56, p. 25-30, 1999.

BRASIL, J. **Ecologia do fitoplâncton em reservatórios do semi-árido brasileiro: da abordagem funcional da comunidade à variabilidade intra-específica.** 2011. Tese (Doutorado

em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

BRASIL. Ministério da pesca e Aquicultura. **Produção Pesqueira e Aquícola**: estatística 2008 e 2009. Brasília, DF, 2010.

BRITO, W. O. **Outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos na piscicultura: o caso do reservatório Acauã – PB**. 2008. 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande.

BYRON, C.; BENGTSON, D.; COSTA-PIERCE, B.; CALANNI, J. Integrating science into management: Ecological carrying capacity of bivalve shellfish aquaculture. **Marine Policy**, n. 35, p. 363–370, 2011.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T.. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande (Americana - SP). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: Fapesp/Fundibio, 1999, p.409-448.

CARMOUZE, J.P. **O Metabolismo dos ecossistemas aquáticos**: Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Edgard Blücher, 1994.

CARMICHEL, W.W. Chapter 4: a world over-view-one –hundred-twenty-seven years of research on toxic cyanobacterial – where do we go from here? 2008.

CARPENTER, S. R., CARACO, N. E., CORREL, D. L., HOWARTH, R.W., SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen. **Ecological Applications**, n. 8, p. 559-568, 1998.

CARVALHO, B. A. **Ecologia aplicada ao Saneamento Ambiental**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental-Banco Nacional da Habitação - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, 1980.

CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes anaeróbicos**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 544p.

CHO, C.Y; BUREAU, D. P. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. **Aquaculture Research**, n. 32, p. 349-360, 2001. Ate agora n citado no texto

CHRISTENSEN, V.; STEENBEEKA, J.; FAILLER, P. A combined ecosystem and value chain modeling approach for evaluating societal cost and benefit of fishing. **Ecol. Model.** 222: 857–864, 2011

CHRISTOFFERSEN, K. Ecological implications of cyanobacterial toxins in aquatic food webs. **Phycologia**, n. 35, p. 42-50, 1996.

CODD, A. G. MARRISON, L.F. METCALF, J.S. Cyanobacterial toxins: risk management for hearth protection. **Toxicol. Applied Pharmacology**, v. 230. 264-272p., 2005.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União** – Seção1, nº 53, 18 de março de 2005.

COSTA, B. D. F., PESSÔA, M.N.C., LIMA, A.E.; ANTONELLO, M.D. C.; CALADO NETO, A. V., SEVERI, W. **Influência do ciclo hidrológico do reservatório de Sobradinho sobre a carga de fósforo total**. 2010. Universidade Federal Rural de Pernambuco. p.31-34.

COSTA, I.A.S.; AZEVEDO, S.M.F.O.; SENNA, P.A.C.; BERNARDO, R.R.; COSTA, S.M. CHELLAPPA, N.T. Occurrence of toxin – producing cyanobacteria blooms in a brazilian semiarid reservoir. **Braz. J. Biol.**, v. 66, n.1b, p. 29-41, 2006.

CYRINO, J.E.P.; OLIVEIRA, A.M.B.M. S. de; COSTA, A.B. **Curso de Atualização em Psicicultura**. Piracicaba: ESALQ, p.68DANTAS, M. C., ATTAYDE, J. L. Nitrogen and

phosphorus content of some temperate and tropical freshwater fishes. **Journal of Fish Biology**, 70:100-108, 2007.

DIAS, J. B. **Impactos sócio-econômicoa e ambientais da introdução sa Tilápias do Nilo, *Oreochromis niloticus*, em açudes públicos do Semiárido Nordestino, Brasil.** 2006. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. p.69

DIAZ, M. M.; TEMPORETTI, P. F.; PEDROZO, F. L. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). *Lakes Reservoirs: Res. Manag.*, n. 6, p.151-158, 2001.

DILLON P. J.; RIGLER F. H. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. **Limnol. Ocean.**, n. 19, p. 767-772, 1974.

DINIZ, C. R. **Ritmos Nictemerai e Distribuição Espaço-Temporal de Variáveis Limnológicas e Sanitárias em Dois Açudes do Trópico SemiÁrido (PB).** 2004. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande / Centro de Ciências e Tecnologia. Campina Grande. p.194

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S. O.; BARBOSA, J. E. L.; KONIG, A. Uso de macrófitas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** (Suplemento), p. 226-230, 2005.

DUARTE, P.; MENESES, R.; HAWKINS, A. J. S.; ZHU, M.; FANG, J.; GRAN, J. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters. **Ecol Model.**, n. 168, p. 109–143, 2003.

ECKERT,W.,DIDENKO,J.,URI,E. e ELDAR,D. **Spatial and temporal variability of particulate phosphorus fractions in seston and sediments of Lake Kinneretunder changing loadings cenario.** *Hydrobiologia*,494,223–229, 2003

ELER, M, N.; MILLANI, T. M. Métodos de estudos de sustentabilidade aplicados a

aqüicultura. **R. Bras. Zootec.** (suplemento especial), n. 36, p. 33-44, 2007.

ERICKSSON, J. E.; MERILUOTO, J. A. O.; LINDHOLM, T. Accumulation of a peptide toxin from the cyanobacterium *Oscillatoria agardhii* in the freshwater mussel *Anadonta cygnea*. **Hydrob.**, n. 183, p. 211-216, 1986.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos da Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; TEIXEIRA, A. S.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J. C. Avaliação de vulnerabilidade ambiental de reservatório à eutrofização. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 339-409, 2007.

FIGUEIREDO-FILHO, C. A.; VALENTE-JÚNIOR, A. S. **Cultivo de tilápia no Brasil: origens e cenário atual**. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL (SOBER), 2008, Rio Branco. Anais...Rio Branco: SOBER. Disponível em: < <http://www.sober.org.br/palestra/9/178.pdf>>. Acesso em: 05 de ago de 2011.

FILGUEIRA, R.; GRANT, J.; STRAND, Ø.; ASPLIN, L.; AURE, J. A simulation model of carrying capacity for mussel culture in a Norwegian fjord: Role of induced upwelling. **Aquac.**, n. 308, p. 20–27, 2010.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. 2 ed. Osford: Blackwell Scientific Publication, (IBP handbook, 8), 1978. 214p.

GUO, L; LI, Z. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. **Aquaculture**, n. 226, p. 201-212, 2003.

GUYONDET, T.; ROY, S.; KOUTITONSKY, V. G.; GRANT, J.; TITA, G. Integrating multiple spatial scales in the carrying capacity assessment of a coastal ecosystem for bivalve

aquaculture. **Journal of Sea Research**, n. 64, p. 341–359, 2010.

HAKAN, B.; MICHÉLSEN, P.; TROELL, M.; FOLKE, C.; KAUTSKY, N. Managing aquaculture for sustainability in tropical Lake Kariba. **Ecol. Econ.**, n. 18, p. 141-159, 1996.

HUZSAR, V. L. M.; CARACO, N. F.; ROLAND, F.; COLE, J. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit? **Biogeochemistry**, v. 79, n. 1-2, p. 239-250, 2006.

ISLAM, MD. S. Nitrogen and phosphorus budget in coastal and marine cage aquaculture and impacts of effluent loading on ecosystem: review and analysis towards model development. **Marine Pollution Bulletin**, n. 50, p. 48-61, 2005.

KASHIWAI, M. History of carrying capacity concept as an index of ecosystem productivity (Review). **Bull. Hokkaido Natl. Fish. Res. Inst.**, n. 59, p. 89-101, 1995.

KAUTSKY, N.; BERG, H.; FOLKE, C.; LARSSON, J.; TROELL, M. Ecological footprint for assessment for resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. **Aquac. Res.**, n. 28, p. 753-766, 1997.

KUBITZA, F. Tanques-rede, rações e impacto ambiental. **Rev. Pan. Aquicult.**, n. 51, p. 44-50, 1999.

LANDSBERG, J.H. **Toxins and harmful mechanisms**. 2002. *Aquaculture*, 226: 201-212.

LEE, P. C.; LAWRENCE, A.L. Feed management for recirculation of aquaculture system. **Advocate**, v. 4, n. 1, p. 27-28, 2001.

LI, L.; XIE, P.; CHEN, J. In vivo studies on toxin accumulation in liver and ultrastructural changes of hepatocytes of the phytoplanktivorous bighead carp i.p.-injected with extracted microcystins. **Toxicon**, n. 46, p. 533-545, 2005.

LOPERA BARRERO, N.M.; RIBEIRO, R.P.; POVH, J.A.; VARGAS, L.; STREIT JR. D. P. Tilapicultura semi-intensiva em tanques: Alternativas de fertilização e produção - Revisão. **Arq. ciên. vet. zool.**, n. 9, p. 67-76, 2006.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. **Water analysis**: some revised methods for limnologists. Cumbria: Freshwater Biol. Ass., 1978. 120p.

MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. **Toxicon**, n. 39, p. 1077-1085, 2001.

MCKINDSEY, C. W., THETMEYER, H., LANDRY, T., WILLIAM, S. Review of recent carrying capacity models for bivalve culture and recommendations for research and management. **Aquaculture**, 261: 451-462, 2006.

MEDEIROS, F. C. Tanque - rede: mais tecnologia e lucro na piscicultura. Cuiabá: Centro américa, 2002. 110p.

MIHALJEVIC, M.; STEVIC, F.. Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystems: the importance of hydrological extremes. **Aquat. Ecol.** v. 45. 335-349p., 2011.

MOLICA, R.J.R.; OLIVEIRA, E.J.A.; CARVALHO, P.V.V.C; COSTA, A.N.S.F.; CUNHA, M.C.C.; MELO, G.L.; AZEVEDO, S. M. F. O. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, n. 4, p. 743-753, 2005.

MONTE-LUNA, P.; BROOK, B. W.; ZETINA-REJON, M. J.; CRUZ-ESCALONA, V. H. The carrying capacity of ecosystems. **Global Ecol. Biogeog.**, n. 13, p. 485-495, 2004.

MOSCA, V. P. **Eutrofização do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte**: implicações para o abastecimento público e para a piscicultura intensiva em tanques-rede. 2008. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) -

Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. p. 73

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.; TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**, n. 405, p. 1017-1024, 2000.

NIXON, S. W. Eutrophication and the macroscope. **Hydrobiologia**, n. 629, p. 5-19, 2009.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Discos CBS, 1988.

ODUM, E.P. **Basic ecology**. Georgia: Saund. Col. Pub., 1983.

OKUN, N; BRASIL, J; ATTAYDE, J. L.; COSTA, I. A. S. Omnivory does not prevent trophic cascades in pelagic food webs. **Freshwater Biol.**, n. 53, p. 129–138, 2008.

ONO, E. A.; KUBITZA, F. Cultivo de peixes em tanques-rede. Jundiaí: F. Kubitza, 2003. 110p.

PADISÁK, J. REYNOLDS, C.S. Shallow lakes the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. **Hidrobiologia**. 1: (11). 506-509p., 2003.

PARAÍBA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). **Comitê do Rio Paraíba**. João Pessoa, 2011.

PARAÍBA. 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, 2007.

PEREIRA, R.S. POLUIÇÃO HÍDRICA: CAUSAS E CONSEQUÊNCIAS. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v.1, n.1, p. 20-36, 2004.

REYNOLDS, C. S. **Vegetation process in the pelagic**: A model for ecosystem theory. O Kinne: Ecology Institut., 1997. 371p.

ROCHA LOURES, B. T. R.; RIBEIRO, R. P.; VARGAS, L.; MOREIRA, H. L. M.; SUSSEL, F. R.; POVH, J. A.; CAVICHIOLO, F. Manejo alimentar de alevinos de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus* (L.), associado às variáveis físicas, químicas e biológicas do ambiente. **Acta Scient.**, n. 23, p. 877-883, 2001.

ROCHA, A. C. L. **Caracterização limnológica e determinação da capacidade suporte do reservatório Mendubim (Rio Grande do Norte) para o cultivo de peixes em tanques-rede.** 2008. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

ROCHA, E. S. **Sustentabilidade ambiental do cultivo intensivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) em tanques-rede e a capacidade de suporte de quatro reservatórios em uma região semi-árida tropical.** 2006. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente/PRODEMA) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

RODGER, H. D.; TUNBULL, T.; EDDWARDDS, C.; CODD, G. Cyanobacterial (blue-green algal) bloom associated pathology in brown trout, *Salmo trutta* Ll., in Lloch Lleven, scotland. **Journal of Fish Diseases**, n. 17, p. 177-181, 1994.

ROSA, R. S.; MESSIAS, R. A.; AMBROLINI, B. **Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável.** 2003. Monografia (Graduação) – Universidade de São Paulo. São Paulo.

ROSENTHAL, H. Aquaculture and the environment. **World Aquaculture**, n. 25, p. 4-11, 1994.

SAMPAIO, J. M. C.; BRAGA, L. G. T. Cultivo de tilápia em tanques-rede na barragem do Ribeirão de Saloméa – Floresta Azul – Bahia. **Rev. Bras. Saúde Prod.**, n. 6, p. 42-52, 2005.

SANTOS, M. G.; CUNHA-SANTINO, M. B.; BIANCHINI-JÚNIOR, I. Alterações espaciais e temporais de variáveis limnológicas do reservatório do Monjolinho (Campus da UFSCAR). **Oecologia Australis**, n. 15, p. 682-696, 2011.

SILVA, S. S.; SUBASINGHE, R. P.; BARTLEY, D. M.; LOWTHER, A. **Tilapias as alien aquatics in Asia and the Pacific**: a review. Rome: FAO Fisheries Technical Paper, 2004.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BARROS, A. F. de, BRAGA, F. M. de S. Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. **Acta Scien. Biol. Sci.**, v. 25, n. 1, p. 101-106, 2003.

STARLING, F.; ANGELINI, R.; PEREIRA, C. A. **Modelagem Ecológica da Dinâmica do Fósforo e Avaliação da Capacidade Suporte do Lago Paranoá frente à Ocupação da sua Bacia de Drenagem**. Relatório de Consultoria, 2002. 320p.

STARLING, F.; PEREIRA, C. E.; ANGELINI, R. **Definição da capacidade suporte do reservatório de Três Marias para cultivo intensivo de peixes em tanques-redes**. Estudo técnico-científico, 2007.

STRASKRABA, M. Lake end reservoir management. **Verein. Limnol.**, n. 26, p. 193-209, 1996.

TEMPORETTI, P. F.; ALONSO M. F.; BAFICO, G.; DIAZ, M. M.; PEDROZO, F. L.; VIGLIANO, P. H. Trophic state, fish community and intensive production of salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). **Lakes & Reservoirs: Res. Manag.**, n. 6, p. 259-267, 2001.

TENCALLA, F. G.; DIETRICH, D.; SCHLATTER, C. Toxicity of Microcystis aeruginosa peptide toxin to yearling rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Aquatic Toxic.**, n. 30, p. 215-224, 1994.

THIEN, C.P.; DALSGAARD, A.; NHAN, N. T.; OLSEN, A.; MURRELL, O. D.. Prevalence of zoonotic trematode parasites in fish fry and juveniles in fish farms of the Mekong Delta, Vietnam. **Aquaculture**, n. 295, p. 1-5, 2009.

THORNTON, J. A.; RAST, W. A test of hypotheses relating to the comparative limnology

and assessment of eutrophication in semiarid man-made lakes. In: Straskrabra M.; Tundisi, J. G.; Duncan, A. **Comparative Reservoir limnology and Water Quality management**. 1993, p.1-24.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. “A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais”. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12, 1983, Camboriú. **Anais...Camboriú**: 1983, p.1-34.

TUNDISI, J. G.; STRAŠKRABA, M. **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: Inst. Intern. Ecol., 1999. 858p.

VASCONCELOS, J. F.; BARBOSA, J. E. L.; DINIZ, C. R. ; CEBALLOS, B. S. O. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, p. 1-20, 2011.

VIEIRA, V. P. P. B. Sustentabilidade do Semiárido Brasileiro: desafios e perspectivas. **Rev. Bras. Rec. Hid.**, n. 7, p. 105-112, 2002.

VINATEAE, L. **Aquicultura e desenvolvimento sustentável**: Subsídios para formulação de políticas de desenvolvimento de Aquicultura Brasileira. Florianópolis: UFSC, 1998. 350 p.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. 2 ed. New York: Springer Verlag, 2001. 391p.

World Wildlife Fund - WWF. **Relatório Planeta Vivo 2010**: Biodiversidade, biocapacidade e desenvolvimento. 2010.

XAVIER, L.; VALE, M.; VASCONCELOS, V. M. Eutrophication, phytoplankton dynamics and nutrient removal in two man-made urban lakes (Palácio de Cristal and Serralves), Porto Portugal. **Lakes & reservoirs: Research and Management**, n. 12, p. 209-214, 2007.

YOUNG, C. C. Defining the range: the development of carrying support in management practice. **Journal of Hist. of Biol.**, n. 31, p. 61-83, 1998.