

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

Azevedo, S.B.¹; Vasconcelos, J.F.²; Barbosa, J.E.L.³

¹*Laboratório de Ecologia Aquática (LEAq), Universidade Estadual da Paraíba.*

(silvanageo@yahoo.com.br)

²*Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes aquáticos, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), Universidade Estadual de Maringá*

(janiele.biologa@gmail.com)

³*Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba.*

(ethambarbosa@hotmail.com)

RESUMO - O presente estudo teve como objetivo estimar o efeito da tilapicultura sobre a qualidade da água do reservatório Camalaú situado 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, declinando no ano seguinte. 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.

ABSTRACT - The present study aimed to estimate the effect of tilapia culture on the quality of reservoir water Camalaú located in the semiarid region of northeastern Brazil (CP), where there is a design for intensive farming of tilapia in cages since the year 2007, with fish production beginning in 2008, declining the following year. Surveys were conducted bimonthly frequency from March - June 2008 - 2011, as determined from field measurements of water temperature, pH and transparency in the laboratory proceeded to the determination of alkalinity, dissolved oxygen, chlorophyll *a* and inorganic nutrients (ammonium ion, nitrite, nitrate, total phosphorus and soluble reactive phosphorus), and determining the degree of trophy of reservoirs and carrying capacity. The results showed that the water temperature, pH and alkalinity changed significantly over the sampling period. In relation to dissolved oxygen showed well oxygenated water throughout the study. As the disposition of inorganic nutrients nitrate and total phosphorus concentrations were

high especially in the years that there were fish production in the reservoir. In all months sampled showed characteristics of the environment mesotrophic and eutrophic.

Palavras-chave: Tilapicultura e qualidade de água

INTRODUÇÃO

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 *et al.* (2001); Guo e Li (2003); Islam (2005); Temporetti *et al.* (2001)].

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 consequente perda da qualidade da água e demais bens e serviços do ecossistema [Kautsky *et al.* (1997)].

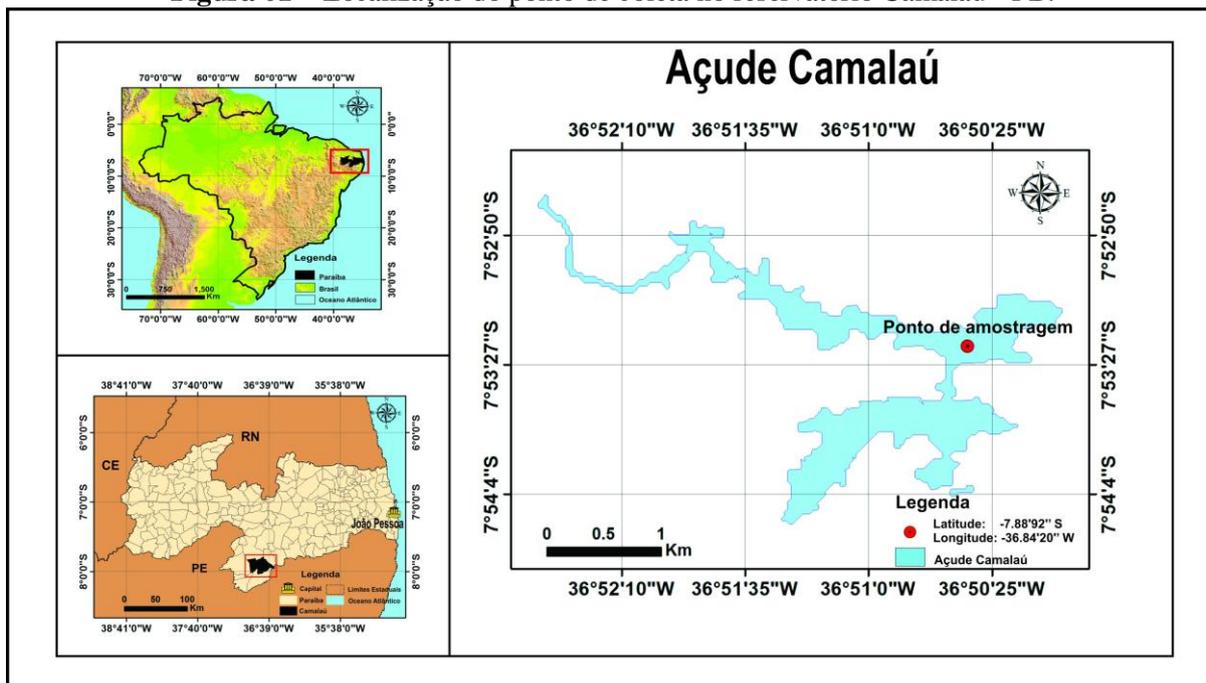
Portanto, conhecer a carga máxima de nutrientes gerados pelo sistema de cultivo que o ecossistema é capaz de sustentar, sem extrapolar certos limites aceitáveis de indicadores de eutrofização, é fundamental para o desenvolvimento desta atividade, sendo uma importante ferramenta para o controle e preservação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

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.

MATERIAL E MÉTODOS

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 [AESAs (2011)].

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



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)].

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 *et al* (1978). A alcalinidade total seguiu o método de Mackereth *et al* (1978).

Para a análise da clorofila-*a*, a água foi filtrada em filtros de fibra Whatman GF/C de 47 mm de diâmetro e a extração 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 oxi-redução por persulfato de potássio. Todos estes procedimentos foram realizados conforme os descrito 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 (IETM):

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

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

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

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

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 figura 02 a seguir:

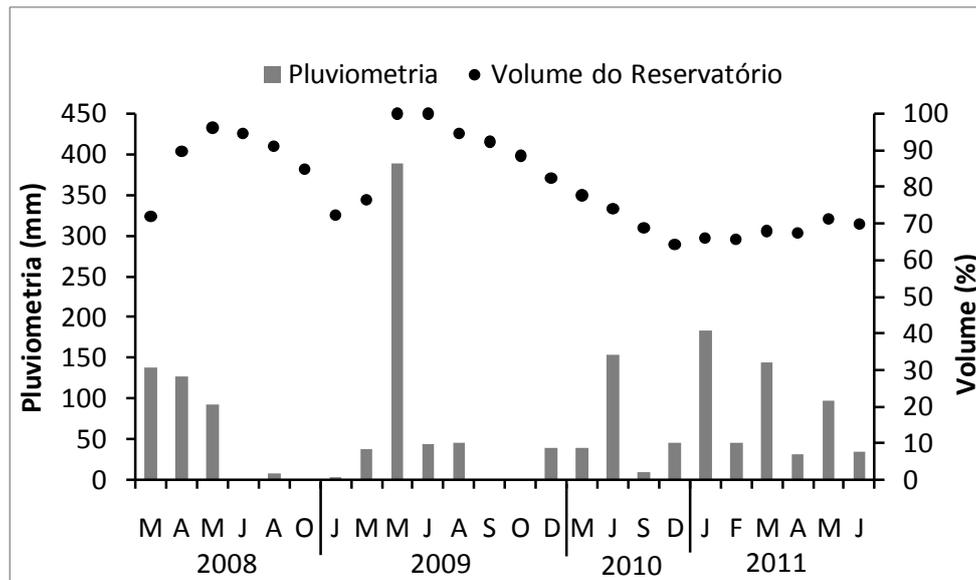
Figura 02 - Classificação do Estado Trófico segundo o Índice de Carlson modificado por Toledo Jr. et al. (1983).

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

RESULTADOS

A pluviometria do reservatório 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 03).

Figura 03 - Precipitação pluviométrica e volume do reservatório Camalaú no período - março 2008 a junho - 2011.



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} (Figura 04). 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.

Figura 04 - 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 (Figura 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 $p = 0,1$).

Figura 05 - 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 05). As concentrações de nitrato apresentaram decréscimo significativo ao longo do monitoramento, variando de uma média anual de 263,4 µg.L⁻¹ em 2008 a 75,5 µg.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.

As concentrações do íon amônio também apresentaram diminuição significativa variando de 93,2 µg.L⁻¹ a 47,9 µg.L⁻¹, no entanto, nos períodos de ocorrência da atividade de piscicultura foram observados as maiores concentrações desta variável (Figura 05). Apesar de não apresentar diferenças significativas as maiores concentrações de amônio foram observadas nas águas superficiais do reservatório. O nitrito apresentou baixas concentrações durante todo o monitoramento, sem diferenças significativas em sua variação (Figura 05).

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 µg.L⁻¹ a 99,2 µg.L⁻¹ em 2011 (Figura 05), sendo as maiores concentrações observadas na região mais profunda do reservatório. O fósforo solúvel reativo apresentou baixas concentrações conferindo aproximadamente 10% do fósforo total, exceto em 2011, quando foi verificado uma média de 36,4 µg.L⁻¹, o que representa 30% do fósforo total dissolvido na água (Figura 05).

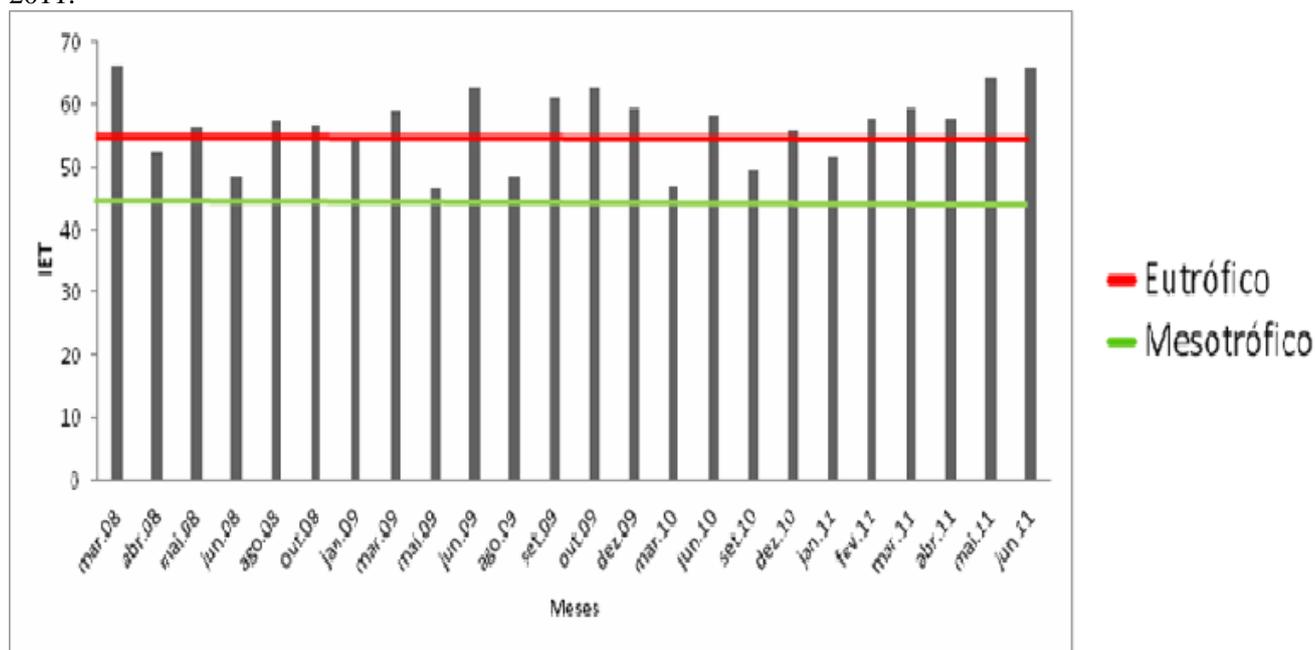
As menores concentrações de clorofila-a foram verificadas no ano de 2009 (\bar{X} = 3,1 µg.L⁻¹; DP= 1,3) e maiores concentrações no ano de 2011 (\bar{X} = 11,9 µg.L⁻¹; DP=9,6), sendo as diferenças

observadas ao longo das amostragens altamente significativas (Figura 05). Verificou-se que a biomassa algal teve um decréscimo em 2009 seguido de elevadas concentrações nos períodos posteriores.

IET (Índice de Estado Trófico)

O índice de estado trófico do reservatório Camaláu variou de mesotrófico em alguns meses para o estado eutrófico, apresentando 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 Camaláu no período de março - 2008 a junho - 2011.

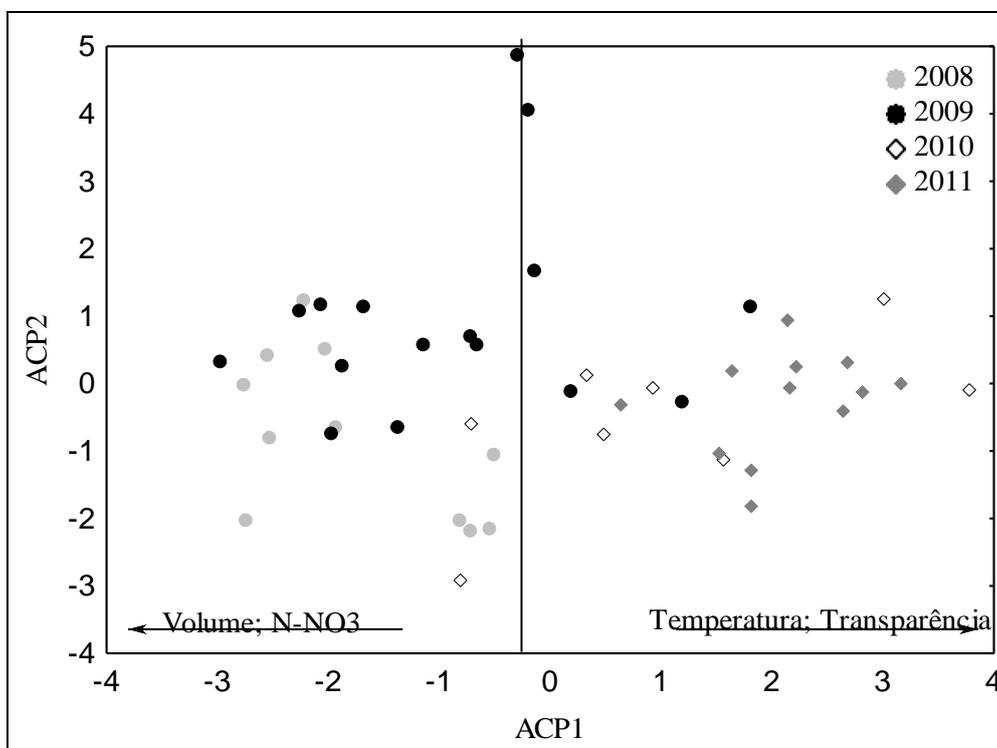


ACP – Análise dos Componentes Principais

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*).



DISCUSSÃO

As concentrações de fósforo total, clorofila-*a* e a transparência da água são variáveis muito utilizadas como indicadores 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 conseqüente aumento do pH [Pereira (2004)].

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. No estudo verificou-se elevadas concentrações desse nutriente na superfície do reservatório, fato que pode estar 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.

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 aquático [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.

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 $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ 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.

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).

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.

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.

BIBLIOGRAFIA

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. (2005). **Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata**. São Carlos: Rima, 472 p.

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

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

ATTAYDE, J.L.; PANOSSO, R. (Coord.). (2008). 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, pp. 68.

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

BEVERIDGE, M. C. M. (1987). Cage Aquaculture. Fishing News Books. **Oxford**, pp. 335.

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

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

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

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. (2005). 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. (2010). **Influência do ciclo hidrológico do reservatório de Sobradinho sobre a carga de fósforo total**. Universidade Federal Rural de Pernambuco. pp.31-34.

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

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

ECKERT, W., DIDENKO, J., URIE, E. e ELDAR, D. (2003). **Spatial and temporal variability of particulate phosphorus fractions in seston and sediments of Lake Kinneret under changing loadings scenario**. *Hydrobiologia*, 494, pp.223–229.

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

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

GUO, L.; LI, Z. (2003). 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, pp. 201-212.

ISLAM, MD. S. (2005). 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, pp. 48-61.

KAUTSKY, N.; BERG, H.; FOLKE, C.; LARSSON, J.; TROELL, M. (1997). Ecological footprint

for assessment for resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. **Aquac. Res.**, n. 28, pp. 753-766.

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

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

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

PARAÍBA. Secretaria de Planejamento. **Avaliação da infra-estrutura hídrica e do suporte para o sistema de gerenciamento de recursos hídricos do Estado da Paraíba**. (2007). João Pessoa

PEREIRA, R.S. POLUIÇÃO HÍDRICA: CAUSAS E CONSEQUENCIAS. (2007). **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v.1, n.1, pp. 20-36.

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

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

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

THORNTON, J. A.; RAST, W. (1993). 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**. pp.1-24.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO,E.G. (1983). “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, pp.1-34.

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