



IV-021 - DINÂMICA DO FÓSFORO TOTAL E CAPACIDADE DE SUPORTE PARA PISCICULTURA INTENSIVA NO RESERVATÓRIO ACAUÃ – SEMI-ÁRIDO PARAIBANO

Janiele da Costa de França⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Estadual da Paraíba. Mestranda em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UEPB/UFPB.

José Etham de Lucena Barbosa

Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos,

Gilberto Queiroz de Lima Filho

Biólogo pela Universidade Estadual da Paraíba. Mestranda em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UEPB/UFPB.

Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Doutorada em Ciências Biológicas (Microbiologia) pela Universidade de São Paulo

Célia Regina Diniz

Doutorada em Recursos Naturais pela Universidade Federal de Campina Grande

Endereço⁽¹⁾: Rua Maria Eulina, 478 – Bairro Popular – Santa Rita - PB - CEP: 58301075 - Brasil - Tel: (83) 88259039 - e-mail: janyuepb@gmail.com

RESUMO

Objetivou-se caracterizar a dinâmica do fósforo total no reservatório de Acauã, situado no semi-árido do Estado da Paraíba, com vistas a determinação de sua capacidade de suporte para o desenvolvimento de atividades de piscicultura em tanques – redes. Para tanto foram monitoradas com frequência bimensal, no período de setembro de 2006 a junho de 2007, as variáveis fósforo total, densidade fitoplânctônica e Índice de Estado Trófico. Foi aplicado o modelo de Dillon & Rigler para estimar a capacidade de suporte do reservatório. As concentrações médias de fósforo total ($139,41 \mu\text{g L}^{-1}$) apresentaram-se acima do estabelecido na resolução CONAMA 357/05. Foram observadas florações de cianobactérias potencialmente tóxicas (*Pseudoanabaena* sp, *Aphanizomenon gracile*, *Oscillatoria* sp) o que confere um sério risco a atividade de piscicultura e conseqüentemente a saúde da população. O reservatório de Acauã apresenta-se em elevado estágio de eutrofização, de modo que a capacidade de suporte para a atividade de piscicultura está saturada. Sugere-se o desenvolvimento de um programa de gestão para o reservatório visando diminuir as cargas de fósforo no mesmo para posterior retomada das atividades aquícolas.

PALAVRAS-CHAVE: fósforo total, capacidade de suporte, semi-árido

INTRODUÇÃO

O semi-árido brasileiro cobre cerca de 10% do território nacional, sendo a água reconhecida como um fator limitante ao desenvolvimento econômico desta região (Tucci et al 2000). A construção de reservatórios superficiais tem sido a solução adotada para superar o déficit hídrico no semi-árido. Entretanto, a utilização desses mananciais para múltiplas finalidades, tais como o abastecimento doméstico, irrigação, pesca e aquíicultura, tem levado a crescentes conflitos no uso da água.

A condição climática do Nordeste brasileiro, principalmente da zona semi-árida, trás para a sua população a necessidade por fontes alternativas de proteína animal. O governo federal associado a governos estaduais, vem incentivando através de financiamento junto a iniciativa privada a consolidação da piscicultura em tanques rede para amenizar esta problemática. No entanto, essa política está dissociada de planejamento adequado e vem acarretando perdas significativas da qualidade dos recursos hídricos.

A emissão de nutrientes particulados e dissolvidos para os corpos de água, advindos dos restos de alimentos, alimentos não consumidos e produtos do metabolismo dos peixes que contribuem para a alteração das características bióticas e abióticas dos ecossistemas, acelerando o processo de eutrofização e degradação da qualidade de água (Guo & Li, 2003; Islam, 2005). A eutrofização do manancial pode acarretar o declínio da própria produtividade aquícola, devido à deterioração da qualidade da água, à proliferação de patógenos



(Naylor et al., 2000) e à produção de alguns metabólitos secundários pelas microalgas, os quais causam “off-flavor” nos peixes (Turcker, 1995) e são tóxicos para os animais e seres humanos (Magalhães et al. 2001).

Do ponto de vista da poluição pela carga de nutrientes, a sustentabilidade ambiental de uma atividade de piscicultura pode ser assegurada desde que a carga de nutrientes lançada no ambiente pela atividade não ultrapasse a capacidade do ambiente de metabolizar esses nutrientes e que não seja deflagrado o processo de eutrofização artificial (Beveridge, 1987). Portanto, uma ferramenta bastante útil para a gestão ambiental de lagos e reservatórios utilizados para esta finalidade é a estimativa da sua capacidade de suporte, ou seja, do nível de produção aquícola máxima que o manancial pode sustentar sem elevar as concentrações de nutrientes acima dos limites considerados críticos para deflagrar o processo de eutrofização.

Os modelos empírico mais difundidos para estimar a capacidade de suporte dos reservatórios, baseia-se na resposta dos ecossistemas aquáticos ao aumento na carga de fósforo oriunda da atividade de piscicultura (Beveridge 1987). Este modelo parte do pressuposto de que o fósforo é o elemento limitante para a produção primária fitoplancônica e que a biomassa fitoplancônica está negativamente correlacionada com a qualidade da água e com o crescimento e sobrevivência dos peixes nos tanques-rede. O modelo de Beveridge (1987) baseia-se no modelo de Dillon & 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 de fósforo e nas características morfométricas e hidrológicas do lago ou reservatório.

Assim a presente proposta objetivou caracterizar a dinâmica do fósforo total no reservatório de Acauã durante o período de um ano, com vistas a determinação de sua capacidade de suporte para o desenvolvimento de atividades de piscicultura em tanques –redes, minimizando assim os impactos da atividade sobre a qualidade das águas deste reservatório.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

A barragem de Acauã localiza-se na bacia hidrográfica do médio Paraíba ($7^{\circ}27,5'3''S$, $35^{\circ}35'52,6''W$), possui uma bacia hidráulica de 2.300 ha de área e 253.000.000 m³ de capacidade de acumulação. A profundidade máxima é de 58 m e média de 25m. Foi construída para abastecimento de 17 cidades do planalto da Borborema e reforço ao abastecimento da cidade de Campina Grande. Além de abastecimento público, as águas da Barragem são utilizadas para atividade de piscicultura intensiva em tanques rede, recreação.

Amostragens

As amostragens foram realizadas bimestralmente entre os meses de setembro de 2006 a junho de 2007, em três estações de coleta: E1 - localizada na zona de barragem onde foram realizadas coletas em quatro profundidades (100%; 50%; 1% de luminosidade e profundidade máxima do reservatório); E2a montante no braço do rio Paraíba e E3 a montante no rio Paraíba.

Variáveis analisados

Fósforo total foi determinado segundo Standard Methods (APHA, 1992), utilizando-se digestão com persulfato de potássio e posterior coloração com ácido ascórbico.

A contagem do fitoplâncton foi feita em microscópio invertido com aumento de até 400X pelo método da sedimentação de Utermöhl (1958). A contagem de cada amostra foi feita através de transectos horizontais e verticais, tantos quantos foram necessários para que fossem contados, no mínimo, 100 indivíduos da espécie mais freqüente, de modo que o erro fosse inferior a 20% e o coeficiente de confiança acima de 95%.

Para este estudo utilizou-se o Índice de Estado Trófico proposto por Toledo et al. (1983), que se baseia nas concentrações de fósforo (APHA, 1992), clorofila a (Nush, XX) e transparência do disco de Secchi.

Para estimar a capacidade de suporte do reservatório, foi utilizado o modelo de Beveridge (1987) que baseia-se no modelo de Dillon & Rigler (1974). Este 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 $[P_i]$ do ecossistema aquático sofrerá um incremento como resultado da atividade de piscicultura até um nível máximo permitido ou desejado $[P_f]$. No presente estudo, adotaremos como valor de $[P_f]$ o limite de $60 \mu\text{g l}^{-1}$ estabelecido em um estudo sobre tipologia de reservatórios de regiões semi-áridas como sendo o limite crítico para classificar reservatórios como eutróficos nessas regiões (Thornton & Rast, 1993). Assim, a carga máxima de fósforo aceitável da atividade de piscicultura intensiva é calculada através da seguinte equação:

$$\Delta[P] = [P_f] - [P_i] = \frac{L_p(1-R_p)}{zp} \quad (2)$$

Onde L_p é a carga anual de fósforo total derivada da piscicultura em tanques-redes e R_p é a fração desta carga que sedimenta e fica retida no sedimento do reservatório. A produção máxima sustentável de peixes (em toneladas/ano) pode ser então calculada, dividindo-se a carga de fósforo máxima permitida para a atividade de piscicultura (L_p) pela quantidade de P-total que é perdida para o ambiente por tonelada de peixe produzida (W_{peixe}). Para o cálculo de W_{peixe} , deve-se levar em consideração a espécie a ser cultivada, a taxa de conversão alimentar e a concentração de fósforo na ração e na biomassa do peixe.

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, assumimos 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 médios do volume e da área do reservatório foram obtidos na Agência Estadual (AES/A).

RESULTADOS

O fósforo é de fundamental importância ao metabolismo do ambiente aquático, visto que é limitante a produção primária, assim como primordial ao processo de eutrofização, visto que grandes concentrações deste classificam o ambiente como eutrófico. Agostinho et al (1998) consideram o fósforo total como o principal nutriente associado ao processo de eutrofização das bacias e atribuem aos reservatórios o papel de retenção deste nutriente devido a sedimentação.

A concentração média de fósforo total no ambiente para o período de estudo foi de $139,41 \mu\text{g l}^{-1}$ ($CV=62,05\%$; $DP=81,61$), apresentando para o eixo longitudinal da barragem maiores valores relativos na zona de rios (Figura 1A), ainda que sem diferenças significativas ($p=0,9$ $F=0,01$). Para o perfil vertical (figura 1B) observa-se menores concentrações nas camadas superficiais e homogeneidade na zona eufótica até 1% de penetração de Luz e altos teores de fósforo nas camadas mais profundas com nítida estratificação na zona afótica. As variações sazonais são extremamente significativas tanto para o eixo horizontal ($p=0,001$; $F=15,42$) quanto vertical ($p=0,003$; $F=9,03$) da barragem, com maiores concentrações no período de chuva (abril e junho), coincidindo com as maiores estratificações do fósforo do ambiente. Maiores concentrações nas zonas de rio nos períodos de chuva refletem, certamente, o carreamento de material alóctone em função da precipitação pluviométrica ocorridas neste período.

As concentrações de fósforo total na Barragem de acauã, extrapolam as determinadas pela resolução 357 CONAMA/05, a qual estipula uma concentração de $30 \mu\text{g l}^{-1}$ de fósforo para águas de abastecimento. A Barragem em estudo localiza-se a jusante de uma região metropolitana de mais de 500 mil habitantes que, no entanto, possui um percentual de menos de 5% de tratamento de esgoto—sendo um recebedouro natural da descargas de efluentes domésticos, industriais e agropastoris desta região.

A partir das concentrações de fósforo total na zona de rios do reservatório, bem como da vazão média de entrada de água no reservatório, calcula-se que sejam inseridos no reservatório por meio dos seus afluentes 24,5 toneladas de fósforo por ano, dos quais apenas 4 saem do reservatório.

O fósforo que entra no reservatório tende a ser precipitado no sedimento, elevando suas concentrações nestas zonas mais profundas da barragem. Adicionalmente a esta carga alóctone de fósforo há o registro das concentrações internas do sistema providas, principalmente do processo de mineralização da material orgânica afogada em decorrência da construção da barragem e enchimento do lago a partir de 2001, fato que tem gerado sucessivos processos de anoxia na barragem. Segundo Esteves (1988) o ciclo do fósforo no sedimento está diretamente influenciado pela concentração de oxigênio dissolvido presente na camada logo acima do sedimento (água de contato sedimento coluna de água). Em um hipolimnion aeróbio, há presença de fosfato precipitado. Num hipolimnion anaeróbio, há a liberação de fosfato para a coluna de água. Assim além das fontes alóctones há uma grande contribuição autóctone da Barragem para seu enriquecimento com fósforo total.

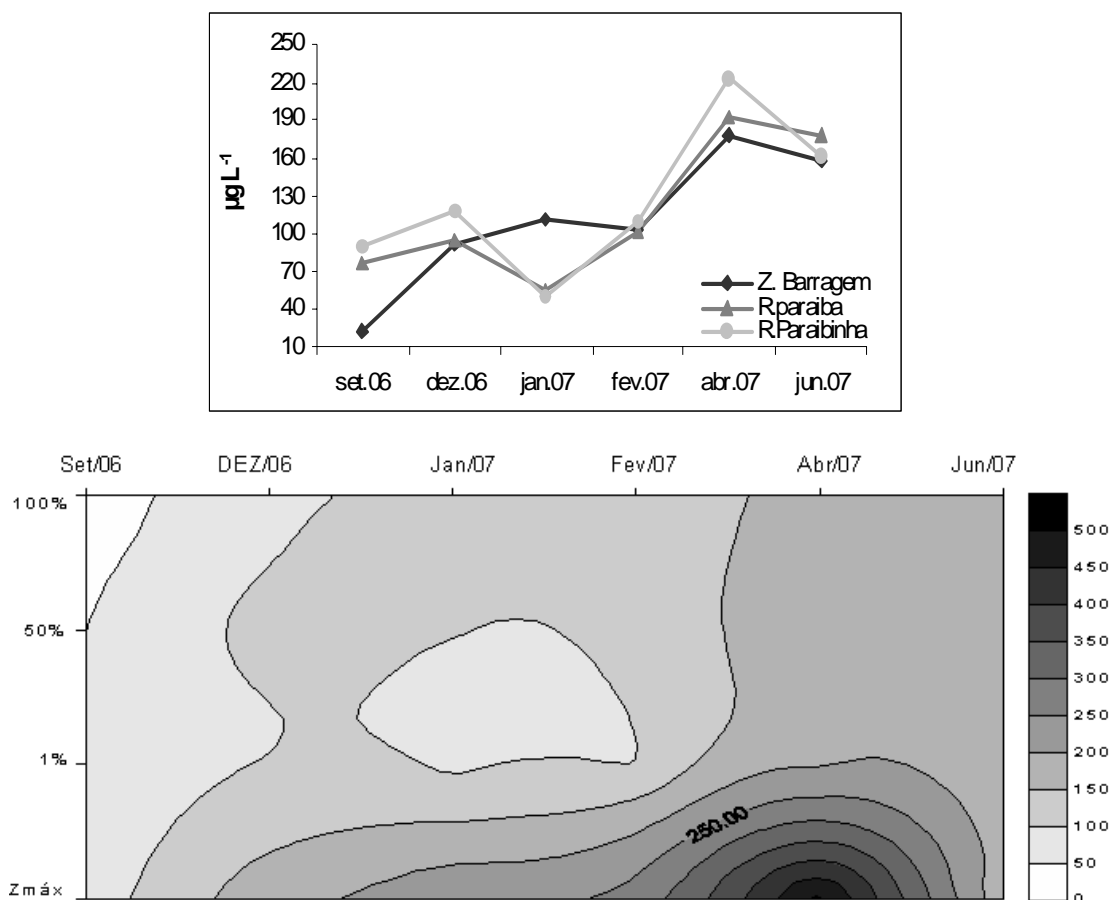


Figura 1: Disposição horizontal (A) e vertical (B) do fósforo total ($\mu\text{g/L}^{-1}$) na Barragem de Acauã no período de setembro/2006 a junho/2007.

O aumento excessivo de nutrientes, como o fósforo e nitrogênio, no ecossistema aquático, é a causa primária da eutrofização. Esse aumento de nutrientes influencia diretamente o crescimento da comunidade fitoplancônica. Estágios de eutrofização favorecem o desenvolvimento de “bloom” de algas fitoplancônicas e cianobactérias. Estas por apresentarem como característica a formação de substâncias potencialmente tóxicas a biota em seu entorno, tem sido alvo de preocupação por parte de gestores em todo o mundo.

A densidade dos organismos fitoplancônicos na barragem de Acauã apresentou média de 7.023,417 ind. mL^{-1} , destes, 90% correspondem a cianobactérias potencialmente produtoras de cianotoxinas. De acordo com a resolução 357/05 do CONAMA, densidades de cianobactérias acima de 20.000 células por litro de água conferem uma floração.



Nos meses de fevereiro e abril de 2007, ocorreram florações das cianobactérias, *Pseudoanabaena* sp com média de (150.486,76 ind/ml), *Oscillatoria* sp. (30.814,711 ind/ml) e *Aphanizomenon gracile* (2.163,834 ind/ml); em abril *Pseudoanabaena* (237.348,76 ind/ml). Essas florações ocorrerem quando as condições ambientais são apropriadas e poucas ou apenas uma espécie domina. Florações de cianobactérias são freqüentes em ambientes com concentrações de fósforo acima de $200 \mu\text{gL}^{-1}$, contudo estas florações também tem sido observadas em ambientes pouco enriquecidos ($50 \mu\text{gL}^{-1}$). A alta concentração de fósforo total observada neste estudo relaciona-se a diretamente as densidades de cianobactérias ($r=0,25$, $p<0,005$).

Elevadas densidade de cianobactérias e a ocorrência de florações tóxicas no reservatório expressa uma situação típica de mananciais do nordeste brasileiro (Bouvy et al., 2000; 2003; Costa, et al. 2006). Blooms de cianobactérias tóxicas são responsáveis por esporádicos, mas recorrentes, episódios de envenenamento e morte de animais e humanos, associados as águas recreacionais e de abastecimento. (Carmichael, 2001).

Várias são as preocupações com este cenário, além dos prejuízos causados a atividade de piscicultura, uma vez que intensas florações das cianobactérias podem acarretar em mortandade em massa dos peixes (Jewel et al., 2003), a ingestão de células de cianobactérias potencialmente tóxicas, podem ser acumuladas nos órgãos dos peixes, o que confere um risco potencial de transferência da toxina ao longo da cadeia alimentar (Figueiredo et al., 2004).

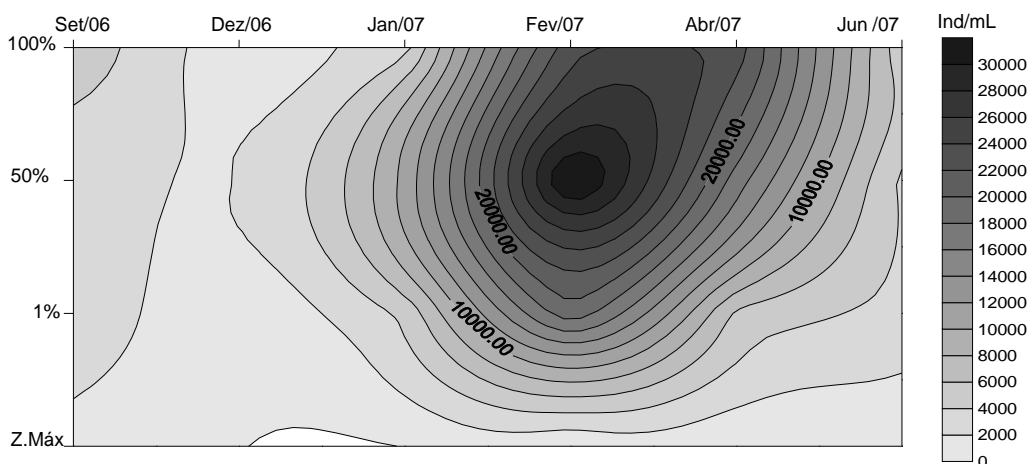


Figura 2: Distribuição da densidade fitoplancônica na coluna de água do reservatório de Acauã, no período de setembro de 2006 a junho de 2007

Além de abastecimento público a barragem de acauã é utilizada para a piscicultura intensiva em tanques redes, fato que é preocupante, uma vez que esta atividade contribui para o processo de eutrofização dos reservatórios. A aplicação do Índice de Estado trófico desenvolvido por Toledo, apontou a Barragem de Acauã em elevado estágio de eutrofização (figura 3) o que compromete seus usos múltiplos.

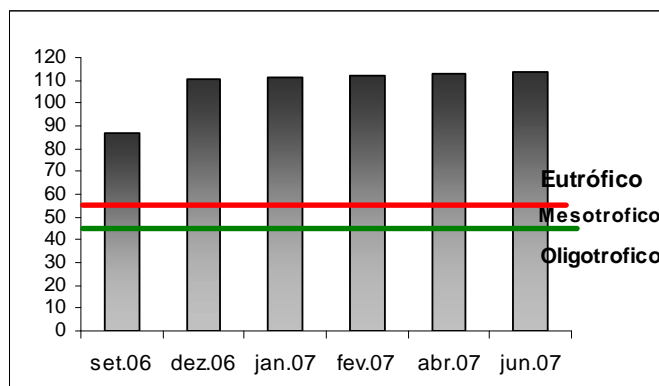


Figura 3: Índice de estado trófico médio (B) da barragem de Acauã no período de setembro/2006 a junho/2007.



Num regime extensivo de cultivo de peixes, a capacidade de suporte de um ecossistema aquático para a produção pesqueira é definida como a quantidade máxima de peixes que o ecossistema é capaz de suportar em função da disponibilidade de energia e matéria no ecossistema (Stickey, 1997). Por ser considerado o principal nutriente limitante ao desenvolvimento das comunidades aquáticas, na maioria dos ecossistemas límnicos, o fósforo é a variável utilizada para estimar a capacidade produtiva dos reservatórios (Vollenweider & Kerekes, 1980).

A resolução CONAMA 357/05 determina que em reservatórios com atividades aquícolas a concentrações de fósforo total devem estar abaixo de $30 \mu\text{g L}^{-1}$. Reservatórios em regiões semi-áridas são considerados eutróficos quando apresentam concentrações médias anuais de fósforo total e clorofila *a* superiores a $50\text{-}60 \mu\text{g/L}$ e $12\text{-}15 \mu\text{g/L}$ respectivamente (Thornton & Rast 1993). Estes autores relatam que reservatórios em trópicos semi-áridos respondem diferentemente à eutrofização quando comparados com lagos de zonas úmidas, de onde se originaram os conceitos clássicos da eutrofização. Os reservatórios apresentam características distintas de lagos naturais como, por exemplo, uma morfologia e hidrodinâmica peculiar, além de altas cargas difusas de nutrientes e sedimentos oriundos da bacia de drenagem (Wetzel, 1990). Desta forma, as funções de força que interferem na dinâmica limnológica podem não ser semelhantes para lagos e reservatórios e, por conseguinte, as respostas dos sistemas ao enriquecimento de nutrientes podem ser diferentes e propõem que o estado eutrófico em reservatórios de zonas semi-áridas deve ser considerado quando forem observadas concentrações de fósforo total superiores a $60 \mu\text{g L}^{-1}$ (Thornton & Rast 1993)

Por apresentar elevadas concentrações de fósforo total e conseqüente eutrofização, as águas da Barragem de Acauã não se encontram em condições apropriadas para o desenvolvimento da atividade de piscicultura intensiva. O desenvolvimento sustentável desta atividade está condicionado a uma redução nas concentrações de fósforo total a um mínimo de $30 \mu\text{g L}^{-1}$, para que o reservatório possa ser enquadrado na Classe II da resolução CONAMA 357/05. Análises preditivas sugerem que havendo uma redução nas concentrações de fósforo total, este reservatório suportaria uma produção de 2.285 toneladas de tilápias por ano, o que elevaria o potencial produtivo da região sem comprometer os usos múltiplos da água.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Deve ser considerada inviável a implantação de qualquer atividade que acarrete num incremento das concentrações de nutrientes fosfatados nas águas da Barragem de Acauã, o que agravaria ainda mais seu processo de eutrofização. No entanto, a piscicultura intensiva em tanques-rede é um uso legítimo das águas deste reservatório, além de ser uma atividade que pode potencialmente trazer benefícios sócio-econômicos para a população que reside em suas margens. Portanto, medidas devem ser urgentemente tomadas no sentido de reduzir o aporte externo de nutrientes de outras fontes poluidoras para que o reservatório possa ser enquadrado na Classe II da resolução CONAMA 357/05 e ser regularmente utilizado para o cultivo intensivo de organismos aquáticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA & WPCF. 1992. Standard methods for the examination of waste and wastewater. 18 ed. New York, APHA/AWWA/WPCF, 1193p
2. BEVERIDGE, M. C. M. 1987. Cage Aquaculture. Fishing News Books. Oxford. 335p
3. BOUVY, M., et al. 2003. Occurrence of cylindrospermopsis (cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1999 drought. *Aquat. Microb. Ecol.* v.23. 2000. p. 13-27.;
4. COSTA, I.A., et al. Occurrence of toxin-producing cyanobacteria blooms in a Brazilian semiarid reservoir. *Braz. J. Biol.* 66 (B). 2006. p. 211-219.
5. DILLON P.J. AND RIGLER F.H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*. 19: 767-772.
6. ESTEVES, F. A. Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP, 1998, 575 p.
7. FIGUEIREDO, D.R., AZEITEIRO, U.M., ESTEVES, S.M., GONCALVES, F.J.M & PEREIRA, M.J. 2004. Microcystin-producing blooms – a serious global public health issue. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 59, 151 – 163.
8. 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*, 226: 201-212.



9. 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* 50: 48-61.
10. JEWEL, M.A.S. ET AL.. 2003. Fish mortality due to cyanobacterial bloom in na aquaculture pond in Bangladesh. *Pakistan J. Biological Sciences*, 6(12): 1046-1050.
11. MAGALHÃES, V. F.; SOARES, R.M.; AZEVEDO, S.M.F.O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon*, 39:1077-1085.
12. NAYLOR, R. L. *et al.*, *Nature* **405**, 1017 (2000)
13. NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Ergbn. Limnol*, 14:14-36. 1980.
14. STRASKRABA, M. 1996. Lake and reservoir management. *Vehr.Internat.Verein.Limnol.* 26:193-209
15. THORNTON J.A. & W. RAST. 1993. A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes. In: M. Straskraba, J.G.Tundisi & A. Duncan (eds.), 1993. *Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management*, Kluwer Academic Publishers. 1-24.
16. TOLEDO, A. P. ET AL. 1983. A aplicação de mode-los simplificados para a avaliação do pro-cesso da eutrofização em lagos e reserva-tórios tropicais. In: CONGRESSO BRASI-LEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA EAMBIENTAL.Turcker, 1995)
17. TUCCI, C.E., 2001(editor). *Urban Drainage in Humid Tropics*. IHP. UNESCO N.40 V.I227p
18. UTERMÖHL, H. Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt it Verein. Theor. Angew. Limnol*, 9: 1-38. 1958.
19. VOLLENWEIDER, R.A., 1968. The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report DAS/DSI/68.27, OECDm Paris.
20. WETZEL R. G. (2001). *Limnology – Lake and River Ecosystems*, 3rd edn. Academic Press, San Diego.
21. WETZEL, R.G. 1990. *Reservoir Ecosystems: Conclusions and Speculations*: In Thornton K.W.; KIMMEL B.L.; PAYNE F.E. *Reservoir Limnology: Ecological Perspectives*. Wiley – Interscience.