UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA REGIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE/PRODEMA

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.

ELINEZ DA SILVA ROCHA

AGOSTO – 2006
Natal – RN
Brasil

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

ELINEZ DA SILVA ROCHA

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.

Dissertação apresentada ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof.Dr. JOSÉ LUIZ ATTAYDE

AGOSTO- 2006

Natal – RN

Brasil

ELINEZ DA SILVA ROCHA

Dissertação submetida ao Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA/UFRN), como requisito para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em:

_____

Prof. Dr. José Luiz Attayde
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA-UFRN)

_____

Profª. Dra. Maria Cristina Basílio Crispim da Silva
Universidade Federal de Sergipe (PRODEMA- UFPB)

_____

Profº Dr. Fernando Bastos Costa
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (PRODEMA-UFRN)

Divisão de Serviços Técnicos

Catalogação da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila Mamede

Rocha, Elinez da Silva.
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 / Elinez da Silva Rocha . – Natal, RN, 2006.
35 f. : il.

Orientador : José Luiz Attayde

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio ambiente.

1. Piscicultura – Dissertação. 2. Tilápia – Dissertação. 3. Eutrofizaçao – Dissertação. 4. Fósforo – Dissertação. 5. Reservatório – Dissertação. I. José Luiz Attayde. II.Universidade Federal do Rio Grande Norte.III. Título.

RN/UF/BCZM **CDU 639.3 (04.3)**

DEDICATÓRIA

A todos aqueles que ficaram no campo de batalha e àqueles que não puderam estar presentes de corpo nessa luta, mas que certamente enviaram, de onde é que estejam, suas energias para que eu pudesse completar essa longa travessia.

AGRADECIMENTOS

Um trabalho científico é sempre obra coletiva por mais que estejamos, em alguns momentos, ermos. Ainda assim, sempre estamos interagindo com alguém, que se junta a nós e ajuda-nos na caminhada. Por esta razão, esse trabalho perderia seu valor caso não mencionasse aqueles que me ajudaram a trilhar este caminho.

Agradeço a José Luiz Attayde, orientador e amigo, pelo estímulo, paciência e perspicácia nas observações, bem como pelas palavras de entusiasmo.

Ás professoras, Renata Panosso, Ivaneide Soares e Magnólia pelo convívio e pelas sugestões oferecidas ao trabalho.

Aos que me acompanharam nas viagens ao campo, em especial Edson que sempre foi muito prestativo.

Á minha amiga Wanessa de Sousa, que sempre se fez presente e me fez rir nos momentos de angústia e ajudou-me a trilhar os estreitos caminhos.

Aos colegas de Laboratório, LETMA E LEA, pela contribuição e apoio, em especial, Jandeson, Sheila, Rosemberg, Fabrício, Adriano,Gustavo, Michele, Amanda, Juska e Raquel.

Aos amigos Rúbia, Socorro, Mariana, Elane Andrade, Juliana Dantas, Spinelli, Conceição, Neyla, Pablo pelo convívio e apoio em todos os momentos dessa caminhada.

Aos professores da Universidade Federal do Acre (Rosélia Marques e Lisandro Juno), pelo estímulo e força oferecida nesse trajeto.

Às minhas amigas, Francy, Eliete, Lídia, Joselaine e Márcia pela força de sempre.

Ao meu amado, Raimundo França fica meu agradecimento especial, pela compreensão, companheirismo e apoio, pessoa que me ajudou nesse longo itinerário.

À minha linda mãe, Maria Amélia, que eu amo demais, pela compreensão, incentivo, amor e carinho que sempre me dedicou.

Aos meus irmãos Mara, Jorge, Jane, Edelson, Valdinez, José e Vanessa, pelo estimulo e apoio.

Enfim, a tantos outros que infelizmente não poderei registrar, pois do contrário teria que reservar uma dissertação só para isso.

A todos os meus sinceros agradecimentos.

SUMÁRIO

RESUMO	09
ABSTRACT	11
INTRODUÇÃO	12
MATERIAL E MÉTODOS	15
RESULTADOS	21
DISCUSSÕES	30
CONCLUSÕES	34
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
FIGURA 1	15
FIGURA 2	21
FIGURA 3	26
TABELA 1	17
TABELA 2	24
TABELA 3	25
TABELA 4	26
TABELA 5	29
TABELA 6	30

Resumo

O cultivo intensivo de tilápias, em gaiolas ou tanques-rede, em lagos e reservatórios tem sido proposto como uma alternativa para aumentar a produção pesqueira, a geração de renda e a oferta de proteína animal em diversos países tropicais e subtropicais. No entanto, esse sistema de produção enriquece o ambiente aquático com nutrientes, principalmente o nitrogênio e o fósforo, oriundos dos dejetos do metabolismo do alimento e com eventuais sobras de alimentos não consumidos pelos peixes; uma vez que a alimentação dos peixes nessa modalidade de cultivo é extremamente dependente do aporte de ração. A emissão desses nutrientes em níveis acima do limite que o sistema é capaz de metabolizar pode provocar o fenômeno da eutrofização, comprometendo a qualidade da água do manancial para o abastecimento público e para a própria atividade de piscicultura. Diante deste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar o estado trófico de quatro reservatórios em uma região semi-árida no nordeste do Brasil e estimar a capacidade de suporte dos reservatórios para o cultivo intensivo de tilápias em tanques-rede, ou seja, a produção máxima de peixes que os reservatórios são capazes de sustentar mantendo as concentrações de nutrientes na água dentro dos limites considerados desejáveis para reservatórios destinados ao abastecimento público. Os resultados demonstram que dos quatro ecossistemas estudados, apenas no reservatório de Boqueirão de Parelhas é possível o cultivo intensivo de tilápias em tanques-redes, uma vez que neste ambiente a concentração média anual de fósforo, esteve abaixo do limite considerado crítico para deflagrar o processo de eutrofização em reservatórios de regiões semi-áridas. A capacidade de suporte do reservatório Boqueirão de Parelhas depende do fator de conversão alimentar do peixe e do conteúdo de fósforo na ração, mas deve variar entre cerca de 26 e 1.204 toneladas de peixe por ano assumindo uma variação no fator de conversão alimentar de 1,2 a 1,7:1 e uma variação no conteúdo de P na ração de 0,6 a 0,8%.

Palavras chaves: piscicultura, eutrofização, fósforo, reservatório, capacidade de suporte, tilápia.

Abstract

Intensive cage aquaculture of tilapias in lakes and reservoirs has been proposed as an alternative to increase fish production, generate income and offer animal protein in tropical and subtropical countries. However, this system of production enriches the aquatic environment with nutrients, mainly nitrogen and phosphorus derived from the metabolism of food and eventual food surpluses not consumed by the fishes, since the feeding of the fishes in this production modality is highly dependent on the input of rations. The emission of these nutrients in levels above the limit that the system is able to metabolize can cause the eutrofication of the lake or reservoir, putting in risk the water quality for public supply and for the aquaculture activity itself. In this context, the aim of this work was to evaluate the trophic state of four reservoirs in the semi-arid region of Northeastern Brazil and estimate their carrying capacity for intensive production of tilapias in cages. In other words, the goal was to estimate the maximum fish production that the reservoirs are able to hold, keeping the nutrient concentrations in water under the critical threshold to classify reservoirs as eutrophic in semi-arid regions. The results show that among the four ecosystems studied, only in Boqueirão de Parelhas reservoir it is possible to have an intensive production of tilapias in cages. In this environment the annual average concentration of phosphorus was below the critical threshold used to classify reservoirs as eutrophic in semi-arid regions. The carrying capacity of the Boqueirão de Parelhas reservoir depends on the factor of food conversion into fish biomass and the phosphorus content in the food but it should vary between 26 and 1,204 tons per year assuming a variation in the conversion factor of 1,2 to 1,7:1 and a variation in the food P content of 0,6 to 0,8%.

Key words: fish production, eutrofication, phosphorus, reservoir, carrying capacity, tilapia.

Introdução

A piscicultura intensiva em gaiolas ou tanques-rede tem sido apontada como uma atividade econômica com grande potencial para melhorar as condições sócio-econômicas da população rural dos países em desenvolvimento, além de aumentar a produção de pescado para abastecer o mercado interno e externo. Essas gaiolas ou tanques-rede são estruturas de tela ou rede, fechadas de todos os lados, fixadas dentro do lago, para reter os peixes e permitir a troca completa de água, de forma a remover os seus metabólitos e fornecer oxigênio aos organismos confinados (Beveridge, 1987). Esses sistemas de cultivo apresentam várias vantagens relacionadas aos cultivos tradicionais em viveiros escavados, como por exemplo, maior facilidade de manejo, menor investimento inicial e elevada produtividade. Por outro lado, as desvantagens envolvem o risco de rompimento das gaiolas e a perda da produção, a dependência total do aporte de ração, os problemas relacionados com a eutrofização e degradação da qualidade da água e com a introdução de espécies exóticas.

No Brasil, a espécie *Oreochromis niloticus*, é uma das mais visada para produção em cativeiro, uma vez que apresenta algumas características econômicas e ecológicas que são relevantes para o cultivo. Além de ser uma espécie com boa aceitabilidade no mercado, possui algumas características que a tornaram o modelo zootécnico da piscicultura nacional, tais como um rápido crescimento corporal, alta rusticidade e tolerância às variações ambientais, desenvolvimento larval simples e habilidade para reproduzir-se em cativeiro (Shepherd and Bromage, 1992). Entretanto, por ser uma espécie exótica, o cultivo de tilápias em tanques-rede representa um risco para a biodiversidade de peixes dos ambientes onde elas são cultivadas. Uma vez introduzidas nos novos ambientes, as tilápias podem afetar outras espécies de peixe através da competição por alimento e locais de desova, da disseminação de novas doenças e de alterações na qualidade do habitat (Attayde et al. no prelo.). Contudo, no

Nordeste a tilápia do Nilo, é uma espécie já estabelecida, uma vez que foi introduzida em 1973.

Outro impacto negativo destes sistemas intensivos de cultivo é 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 (Beveridge,1984; 1987; Diaz, 2001; Temporetti, 2001; 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 (Martim et al. 1991 citado por Paerl and Turcker, 1995) e são tóxicos para os animais e seres humanos (Magalhães et al. 2001).

Apesar dos impactos ambientais que a atividade de piscicultura intensiva em tanques-rede pode causar, poucos são os estudos que tratam da questão da sustentabilidade ambiental desta atividade especialmente em regiões semi-áridas, onde os recursos hídricos são escassos e usados para múltiplos fins, por vezes conflitantes. No Brasil, o único critério de sustentabilidade ambiental que vem sendo utilizado pelas agências federais e estaduais, responsáveis pela outorga de uso de água e licenciamento ambiental da atividade é o critério de capacidade de suporte do manancial. No entanto, muitos tanques-rede vêm sendo instalados nos reservatórios brasileiros sem as devidas outorgas de uso de água e licenças ambientais.

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.

As concentrações de fósforo total, clorofila *a* e a transparência do disco de Secchi são variáveis muito utilizadas como indicadoras de eutrofização.Em lagos de zonas úmidas temperadas o fósforo é o principal nutriente limitante à produção primária e suas concentrações na água são altamente correlacionadas com a biomassa de algas (Dillon & Rigler 1974; Jones & Bachmann, 1976; OECD, 1982). Por outro lado, Thornton & Rast (1989, 1993) 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 (Thornton 1990; Tundisi et al. 1990).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o estado trófico de quatro reservatórios em uma região semi-árida tropical e estimar a capacidade de suporte dos reservatórios para o cultivo intensivo de tilápias em tanques-rede. O trabalho procurou determinar quantas toneladas de peixes podem ser produzidas nos reservatórios estudados sem elevar as concentrações de fósforo acima dos limites considerados críticos para deflagrar o processo de eutrofização em reservatórios de regiões semi-áridas.

Material e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado nos reservatórios de Gargalheiras, Cruzeta, Itans e Boqueirão de Parelhas, localizados na região do Seridó, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil, inseridos na Bacia Piranhas-Assu (Figura 1, tabela 1). A área estudada se insere integralmente em uma região semi-árida com pluviosidade média anual de 500 mm e encontra-se atualmente em processo de desertificação devido, em parte, às condições climáticas características da região, mas principalmente ao modelo tradicional de desenvolvimento econômico, baseado na pecuária e extrativismo de lenha. Em busca de atividades econômicas alternativas que possam gerar emprego e renda no meio rural e também contribuir para a produção de alimento, o governo federal, através da Secretaria Especial de Pesca e Aqüicultura (SEAP) tem estimulado a piscicultura intensiva em tanques-rede nos reservatórios públicos do semi-árido brasileiro. Na região semi-árida do nordeste brasileiro existem centenas de reservatórios com potencial para a produção intensiva de peixes em tanques-rede. No entanto, esses reservatórios são utilizados para múltiplos fins com uso prioritário para o abastecimento público.

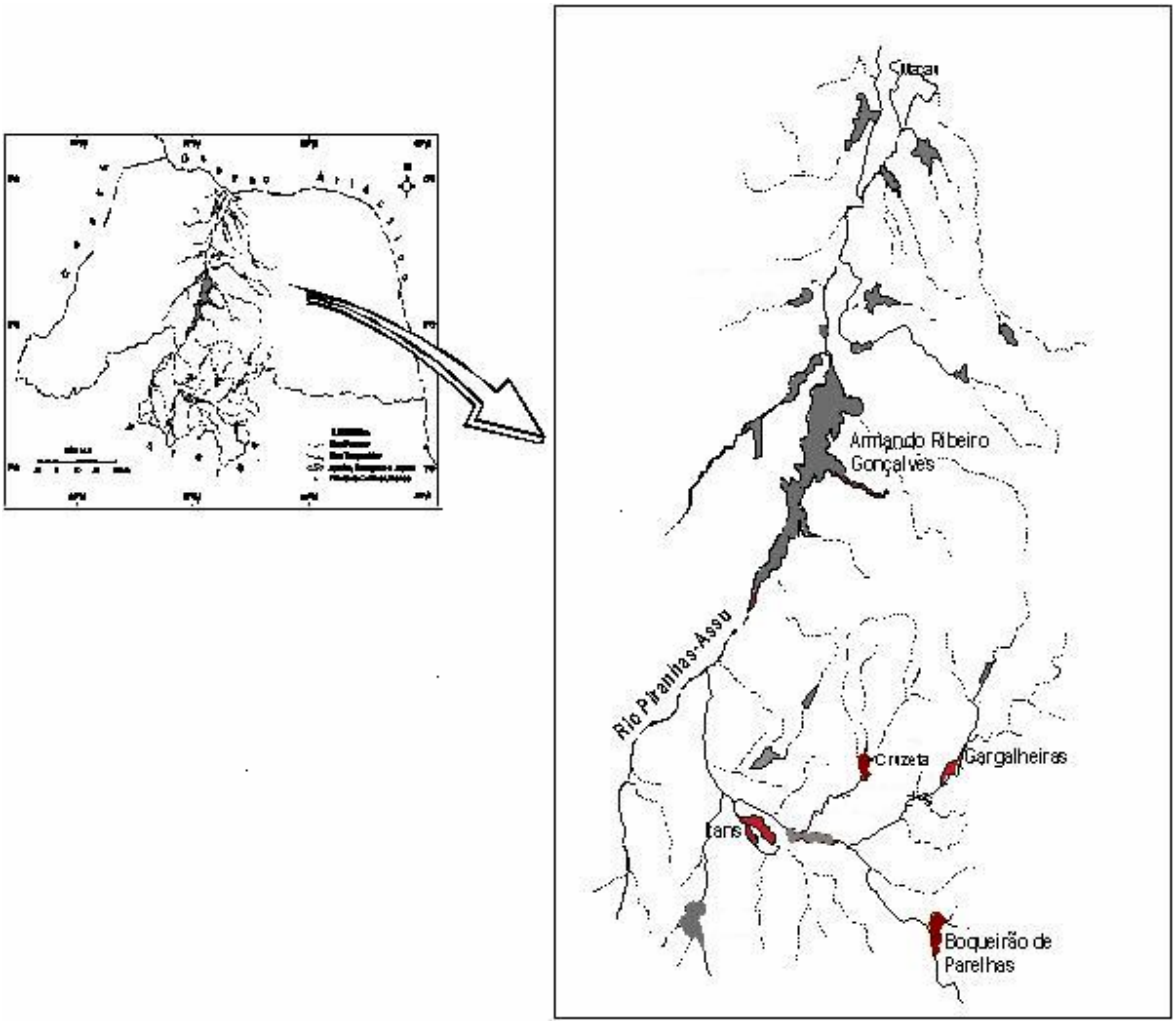


Figura 1: Localização da área de estudo com destaque para os reservatórios Gargalheiras, Cruzeta, Itans e Boqueirão de Parelhas, na Bacia hidrográfica do Rio Piranhas-Assu.

Tabela 1 : Variáveis morfológicas e hidrológicas dos quatro reservatórios estudados. Volume (v), área da Bacia Hidrográfica (AD), tempo de renovação de água(*p*) e profundidade média(z). Valores representados como mínimo<média<máximo.

Reservatórios	V($10^6 m^3$)	AD (km^2)	p(ano)	z(m)
Gargalheiras	4<20<40	2.400	0,0<1,88<6,11	3,82<4,55<6,24
Cruzeta	0,7<14<35	1.400	0,01<4,58<7,11	1,26<2,67<3,71
Itans	1<32<81	1.268	0,0<1,01<2,22	3,53<5,25<8,46
B. de Parelhas	5<40<85	1.519	0,0<0,33<1,81	3,24<5,06<6,41

Metodologias analíticas

As coletas foram realizadas mensalmente no período de janeiro a dezembro de 2005, com exceção do mês de setembro. As amostragens foram feitas em três pontos ao longo do eixo longitudinal do reservatório: próximo à desembocadura do principal tributário, no meio do reservatório e próximo à barragem. A transparência da água foi medida *in situ* com auxilio do disco de Secchi. As amostras de água foram coletadas com garrafa de Van Dorn, a cada metro de profundidade ao longo de toda a coluna de água e integrada para a retirada de subamostras de 2 litros. As subamostras foram armazenadas em garrafas de polietileno, previamente lavadas com HCl e água destilada, acondicionadas em caixas térmicas com gelo durante o transporte para o laboratório e congeladas para posterior análise das concentrações de fósforo total. Logo após a coleta, subamostras de 50 ml foram filtradas em filtros de fibra de vidro 934-AH Whatman (porosidade=1,5µm), para análises de clorofila *a* e sólidos em suspensão. A concentração de clorofila-*a* foi determinada através do fluorímetro Turner TD – 700, após extração do pigmento com etanol concentrado por aproximadamente 20 horas (Marker et al.1980; Jespersen & Christoffersen, 1988). A concentração de fósforo total foi

determinada colorimetricamente pelo método do ácido ascórbico após oxidação da amostra com persulfato de potássio (APHA 1998). Para a determinação das concentrações de sólidos suspensos totais (fixos e voláteis) as amostras de água foram filtradas em filtros Whatman 934-AH previamente secos e pesados. Os filtros contendo o material particulado foram novamente secos em estufa à 105ºC por aproximadamente 1 hora e logo em seguida pesados em balança analítica. Este procedimento foi repetido até que fosse atingindo um peso estável. Para determinar as concentrações de sólidos fixos em suspensão, os filtros foram incinerados em mufla à 550° C por 15 minutos e as cinzas foram pesadas. Sólidos voláteis suspensos (SVS) foram determinados pela diferença dos sólidos suspensos totais (SST) e sólidos fixos suspensos (SFS) de acordo com APHA (1998).

Análises de regressão linear múltipla foram usadas para avaliar quais das variáveis analisadas melhor explicam os padrões observados de variação da biomassa fitoplanctônica e da transparência da água nos reservatórios. Estas análises também foram utilizadas para testar a premissa de que a biomassa fitoplanctônica depende fortemente da concentração de fósforo nesses ambientes e a premissa de que a transparência da água depende fortemente da biomassa fitoplanctônica. Ambas as premissas são utilizadas na classificação do estado trófico de lagos e reservatórios com base nas concentrações de P total e nos valores de transparência da água. Além disso, o modelo utilizado para estimar a capacidade de suporte dos reservatórios para o cultivo de peixes em tanques-rede assume que a produção primária fitoplanctônica é limitada pela disponibilidade de fósforo e que, portanto, existe uma forte relação entre concentração de fósforo total e biomassa de algas (Beveridge 1987).

As análises de regressão foram realizadas com o auxilio do software Statistica da StatSoft e as variáveis foram inseridas no modelo utilizando-se os métodos de seleção *forward stepwise* e *standard* e valores de tolerância de 0.01. Os dados foram transformados em logaritmo natural para atender as premissas de linearidade e normalidade da análise. A

análise dos resíduos da regressão evidenciou que as premissas foram atendidas e que não havia *outliers* que pudessem comprometer os resultados das análises. Portanto, nenhum dado foi excluído das análises de regressão.

Capacidade de suporte do reservatório

Para estimar a capacidade de suporte do reservatório, utilizamos um modelo empírico para predizer a resposta dos ecossistemas aquáticos ao aumento na carga de fósforo oriunda da piscicultura em gaiolas (Beveridge 1987). Como já foi mencionado anteriormente, 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. 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. 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; a vazão efluente da água é a fração da carga externa de fósforo que sedimenta e fica retida no sedimento. Então, admitindo que o reservatório esteja em equilíbrio, temos que:

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

Onde, [P] é a concentração média anual de fósforo total em mg m^{-3}; L é a carga anual de fósforo total em mg m^{-2} 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 efluente 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 60µg l^{-1} estabelecido em um estudo sobre tipologia de reservatórios de regiões semi-áridas como sendo o limite critico 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:

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

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 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 (Lp) pela quantidade de P-total que é perdida para o ambiente por tonelada de peixe produzida (Wpeixe). Para o cálculo de Wpeixe, 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 de cada reservatório nos últimos quatro anos foram fornecidos pela Secretária de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Norte (SERHID). A razão entre essas duas grandezas foi usada como uma

estimativa da profundidade média do reservatório. A estimativa da vazão efluente do reservatório também foi fornecida pela SERHID Desta forma, utilizamos para o cálculo de p, o volume médio eliminado do reservatório e o volume médio acumulado no reservatório naquele ano.

Resultados

Concentrações médias de P total acima do limite crítico de 60 $\mu g\ l^{-1}$ foram encontradas em todos os reservatórios exceto Boqueirão de Parelhas. No entanto, os reservatórios apresentaram concentrações de clorofila *a* muito diferentes indicando claramente que existe uma alta variabilidade na resposta das algas frente às elevadas concentrações de fósforo nesses ambientes. O reservatório de Gargalheiras, exibiu uma elevada biomassa fitoplanctônica enquanto que os demais reservatórios apresentaram baixas concentrações de clorofila *a* mesmo tendo altas concentrações de P total (Figura 2). As maiores concentrações de sólidos totais em suspensão e as menores profundidades do disco de Secchi foram observadas nos reservatórios Gargalheiras e Cruzeta. No entanto, a maior parte (78,23%) dos sólidos totais em suspensão no reservatório Gargalheiras foi composto por matéria orgânica como indicam os resultados de sólidos voláteis em suspensão (Figura 2). Em contrapartida, no reservatório Cruzeta, o mais raso dentre os quatro reservatórios, os sólidos suspensos totais foram em grande parte (72, 46%) de origem inorgânica como indicam os resultados dos sólidos fixos em suspensão (figura 2). Os demais reservatórios tiveram uma distribuição mais equitativa das duas frações de sólidos em suspensão.

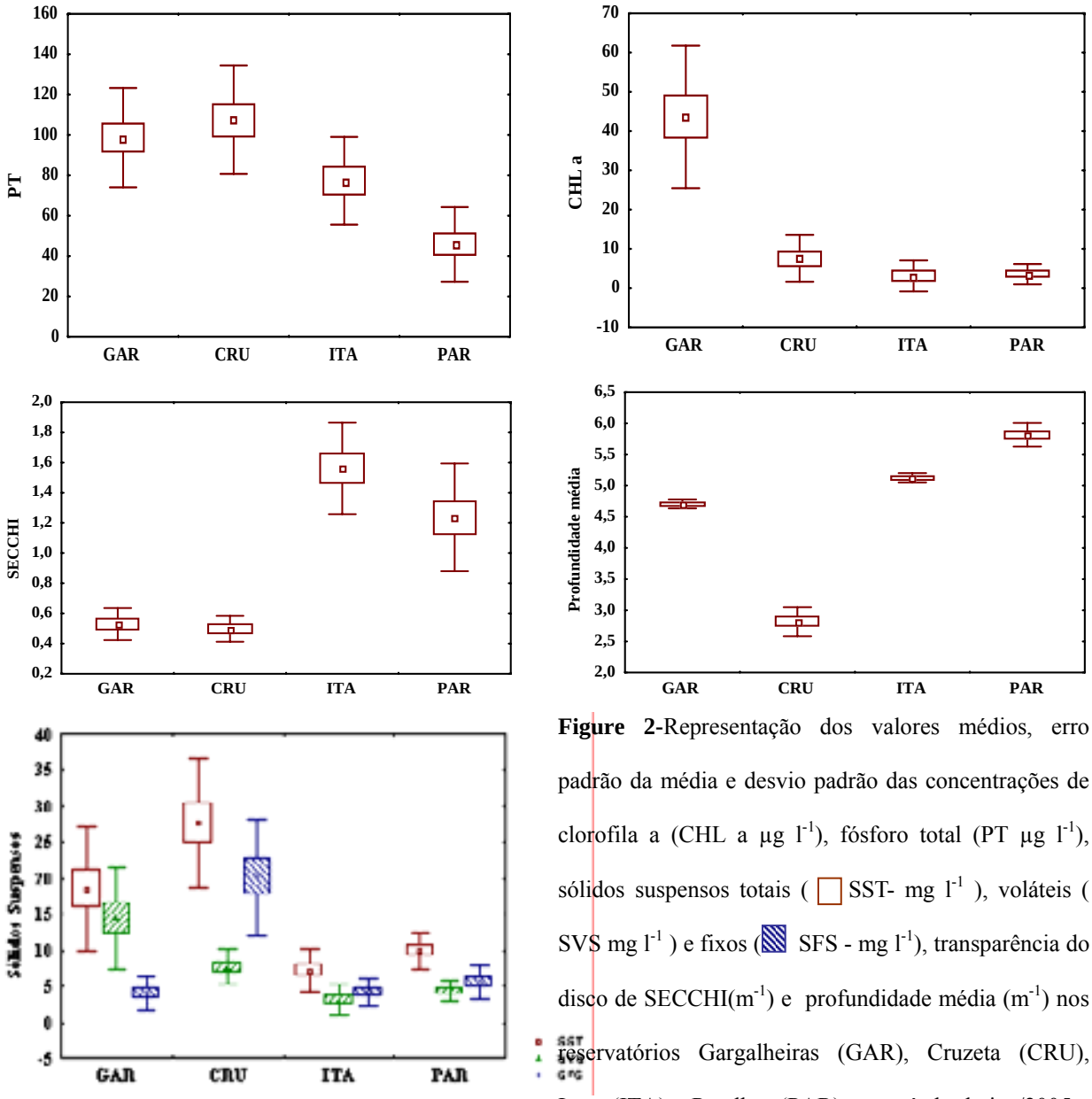


Figure 2-Representação dos valores médios, erro padrão da média e desvio padrão das concentrações de clorofila a (CHL a µg l^{-1}), fósforo total (PT µg l^{-1}), sólidos suspensos totais (SST- mg l^{-1}), voláteis (SVS mg l^{-1}) e fixos (SFS - mg l^{-1}), transparência do disco de SECCHI(m^{-1}) e profundidade média (m^{-1}) nos reservatórios Gargalheiras (GAR), Cruzeta (CRU), Itans (ITA) e Parelhas (PAR) no período de jan/2005 a dez/2005.

As análises de correlação não demonstraram relações significativas entre as concentrações de clorofila *a* e de fósforo total nos reservatórios individuais. No entanto, uma correlação significativa entre essas variáveis foi encontrada quando os dados dos quatro reservatórios foram analisados em conjunto (r^2=0,36 e p= 0,02). A análise conjunta dos dados dos quatro reservatórios também revelou que as concentrações de clorofila estiveram significativamente correlacionadas com as concentrações de sólidos voláteis (r^2=0,73 e

$p<0,001$) e a transparência do disco de Secchi (r^2= -0,62 e p=0,000). Além da biomassa algal, o secchi também teve uma forte correlação com SST (r^2 = -0,79 e $p<0,001$) e profundidade média (r^2= -0,64 e $p<0,001$) o que significa dizer que outros fatores além da biomassa fitoplanctônica, interferem na transparência da água. O fósforo total também apresentou correlações significativas com a transparência do disco de Secchi (r^2= -0,65 e $p<0,001$), a profundidade média (r^2=-0,64 e $p<0,001$) e os sólidos totais em suspensão (r^2= 0,62 e $p<0,001$).

A análise de regressão linear entre as concentrações de clorofila *a* e fósforo total nos reservatórios estudados indicou uma fraca relação entre as duas variáveis (R^2 = 0,13, p< 0,02). Apesar da equação de regressão mostrar-se significativa, o fósforo explicou uma parcela muito pequena da biomassa algal. Contudo, quando incluímos o fósforo total em um modelo de regressão múltipla, juntamente com outras variáveis independentes, o PT foi excluído do modelo devido à sua redundância com as outras variáveis. Portanto, o fósforo total não pode ser considerado um bom indicador da biomassa fitoplanctônica nos ambientes estudados, uma vez que explicou uma pequena proporção da variabilidade nas concentrações de clorofila *a* encontrada nesses ambientes.

A análise de regressão múltipla utilizando a clorofila *a* como variável dependente demonstrou que apenas as concentrações de sólidos voláteis e fixos suspensos e a transparência do disco de Secchi tiveram correlações parciais significativas com a biomassa fitoplanctônica (Tabela 2). Outra análise de regressão múltipla, utilizando a profundidade do disco de Secchi como variável dependente, demonstrou que a profundidade média e a concentração de sólidos voláteis em suspensão foram as únicas variáveis que apresentaram correlações parciais significativas com a transparência da água (Tabela 2). Os melhores modelos de regressão múltipla encontrados explicaram 65% da

variação nas concentrações de clorofila *a* e 70% da variação na profundidade do disco de Secchi (Tabela 3).

Tabela 2. Coeficientes de regressão (B), erro padrão dos coeficientes (EP), correlações parciais (CP) e respectivos níveis de probabilidade (p), dos modelos de regressão múltipla utilizando as variáveis ln clorofila-*a* (modelo 1) e ln transparência do disco de Secchi (modelo 2) como variáveis dependentes. As variáveis independentes são sólidos voláteis suspensos (SVS), sólidos fixos suspensos (SFS), transparência do disco de Secchi e profundidade média(z).

Modelo 1	B	EP	CP	p
Intercepto	0,839	0,570		0,150
ln SVS	0,954	0,271	0,506	0,001
ln SFS	-0,548	0,180	-0,452	0,004
ln Secchi	-1,025	0,417	-0,379	0,019
Modelo 2	**B**	**EP**	**CP**	**P**
Intercepto	-0,810	0,321		0,001
ln z	0,865	0,177	0,627	0,001
ln SVS	-0,392	0,065	-0,703	0,001

Tabela 3. Modelos preditivos das concentrações de clorofila *a* (Chla) e da profundidade do disco de Secchi nos reservatórios estudados. As demais variáveis inseridas nos modelos de regressão são: sólidos voláteis suspensos (SVS), sólidos fixos suspensos (SFS) e profundidade média (z).

	Modelos Regressão	N	R^2	EP	P
(1)	ln Chla=0,84 + 0,95 lnSVS – 0,55 lnSFS – 1,02 lnSecchi	40	0,65	0,91	0,001
(2)	ln Secchi = -0,81 + 0,86 lnz – 0,39 lnSVS	40	0,70	0,30	0,001

As relações entre os valores de clorofila *a* e profundidade do disco de Secchi observados e previstos pelos modelos de regressão múltipla demonstram que existe ainda uma certa variação na biomassa de algas e na transparência da água dos reservatórios que não é explicada pelos modelos de regressão (Fig. 3).

Com base na concentração média de fósforo total no reservatório Boqueirão de Parelhas, calculamos a carga de fósforo máxima que poderia ser lançada no reservatório pela atividade de piscicultura em tanques-rede sem elevar as concentrações médias de fósforo na água acima do limite crítico de 60µm P l^{-1} (Tabela 4). O limite crítico adotado neste trabalho foi baseado nos estudos desenvolvidos por Thornton & Rast (1989, 1993), os quais demonstram que reservatórios em regiões semi-áridas tendem a tolerar maiores concentrações de nutrientes antes de exibir sintomas de eutrofização. De acordo com esses autores, o valor de 60 µg P l^{-1} seria mais apropriado para caracterizar como eutróficos os reservatórios de regiões semi-áridas.

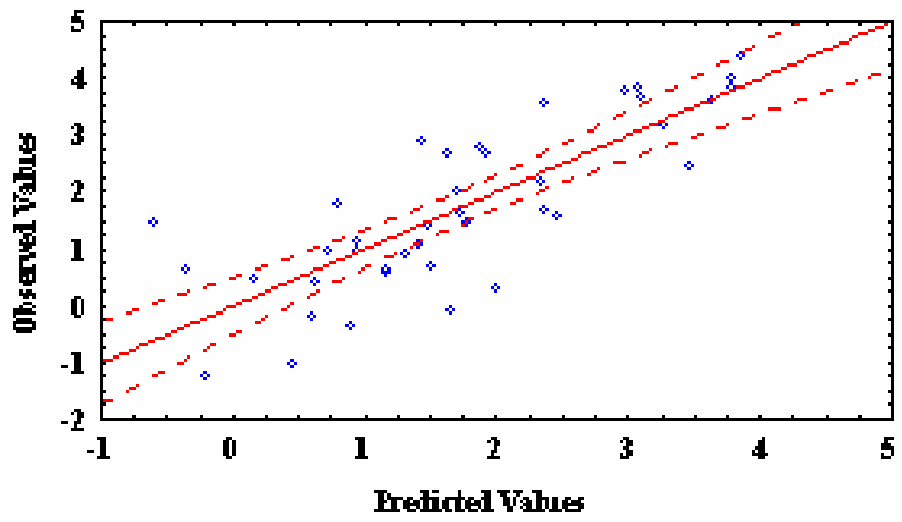
Assumindo que a concentração inicial [Pi] de P total no reservatório Boqueirão de Parelhas é em média 45,76 µg P l^{-1} (Tabela 4) e que a concentração média desejada [Pf] após a implementação da atividade de piscicultura é de 60 µg P l^{-1}, então: ΔP = 14,24 µg P

l^{-1}. Com base neste valor de ΔP calculamos a carga externa de fósforo advinda da piscicultura (Lp) que o reservatório poderia suportar assumindo uma profundidade média (z) de 5 metros, uma área inundada (A) de 7.179.793,36 m^2, uma vazão efluente do reservatório (p) de 0,05 por ano e uma taxa de retenção de fósforo (Rp) de 0,80 (Tabela 4). Mantendo-se as demais cargas externas e internas de fósforo constantes, e multiplicando Lp pela área, este reservatório poderia então receber uma carga de fósforo da piscicultura de até 120,44 kg ano^{-1} e ainda manter as concentrações médias anuais de P total menores ou iguais a 60 μg P l^{-1}.

Tabela 4 – Valores médios, mínimos e máximos e desvio padrão de algumas variáveis limnológicas no reservatório Boqueirão de Parelhas durante o ano de 2005. As variáveis são clorofila-*a* (Chl-a), fósforo total (PT), profundidade do disco de Secchi (Secchi), área inundada (A), profundidade média (z) e tempo de renovação da água (p).

Variáveis	N	Mínimo	Média	Máximo	DP
Chl-*a* (μg l^{-1})	11	0,69	3,57	9,15	2,57
PT (μg l^{-1})	11	12,98	45,76	74,80	18,50
Secchi(m)	11	0,80	1,24	1,97	0,36
A (m^2)	41	1.612.906,45	7.179.793,36	13.266.800,00	5.828.880,89
z (m^{-1})	11	3,24	5,06	6,41	1,58
p (ano^{-1})	?	0,00	0,05	1,81	1,03

a)



b)

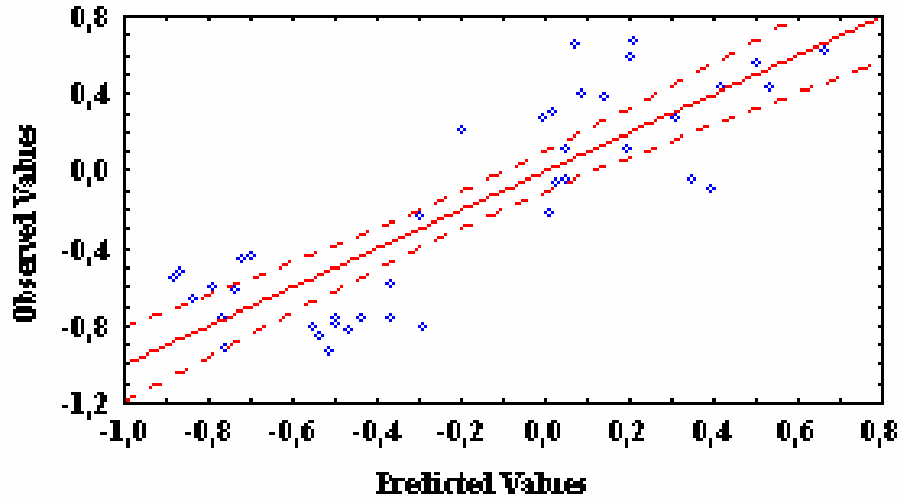


Figura 3 – Regressões lineares dos valores logaritmizados das concentrações de clorofila *a* (a) e das profundidades do disco de Secchi (b) observados e preditos pelos modelos de regressão 1 e 2 respectivamente (ver tabela 3).

Com base na carga de fósforo máxima permissível oriunda da atividade de piscicultura, Lp, podemos estimar a quantidade de toneladas de peixe que pode ser produzida no reservatório sem que as concentrações de fósforo na água se elevem para valores acima de 60µg P l^{-1}. No entanto, a quantidade de peixes que poderá ser produzida dependerá do tipo de manejo do cultivo, do tipo de ração, e da conversão alimentar da espécie cultivada. Portanto, utilizamos nos nossos cálculos valores de taxas de conversão alimentar (CA) e concentrações de fósforo na ração que seriam esperadas em condições ideais de cultivo, as quais na maioria das vezes não são alcançadas. O melhor cenário de cultivo, que permitiria as maiores produções de peixe, seria aquele com uma taxa de conversão alimentar de 1.3:1.0, onde para cada kilograma de peixe produzido fosse utilizado apenas um kilograma e trezentas gramas de ração. Além disso, a concentração de fósforo na ração deve corresponder a 0,7 % do peso da ração para que a perda de fósforo para o ambiente seja praticamente nula (Tabela 4). Neste cenário ideal, a tilápia do Nilo reteria em sua biomassa quase todo o fósforo contido na ração, liberando para o corpo aquático, somente 0,1 kilograma de fósforo por tonelada de peixe produzida, já que a concentração de fósforo no corpo da tilápia corresponde a 0,9% do seu peso fresco (Dantas & Attayde 2006). Desta forma, neste cenário ideal, o cultivo intensivo de peixes em tanques-rede não ofereceria riscos de eutrofizar o ambiente. A quantidade máxima de pescado seria então limitada por outros fatores, mas não pela capacidade do manancial de suportar as cargas de fósforo advindas da piscicultura.

Contudo, esta simulação somente é possível diante destas condições extremamente específicas e pouco realistas. Como pode ser visto na Tabela 5, os valores de carga de fósforo liberada para o ambiente sofrem variações, dependendo da conversão alimentar do peixe e da quantidade de fósforo contida na ração. Dessa forma, calculamos a capacidade de suporte do reservatório assumindo diferentes taxas de conversão alimentar e conteúdo

de fósforo na ração. Os resultados mostram que a capacidade de suporte do reservatório para o cultivo de tilápias em tanques-rede é de cerca de 26 a 1.204 toneladas de peixe por ano, assumindo um fator de conversão alimentar de 1,2:1 a 1,7:1 e um conteúdo de P na ração de 0,6% a 0,8% (Tabela 6).

Tabela 5. Quantidade de fósforo contido na ração (Pr) e liberado para o ambiente (Pa) em kilogramas de fósforo por tonelada de peixes produzidos para diferentes taxas de conversão alimentar (CA). Valores em porcentagem representam o percentual de fósforo na ração. O conteúdo de P na biomassa da tilápia é de 0,9 % da massa fresca da tilápia, ou seja, 9 kg de P é retido em biomassa por tonelada de peixe produzido (Dantas & Attayde 2006).

	0,6%		0,7%		0,8%		0,9%		1,0%	
CA	Pr	Pa	Pr	Pa	Pr	Pa	Pr	Pa	Pr	Pa
1,2	7,2		8,4		9,6	0,6	10,8	1,8	12	3,0
1,3	7.8		9,1	0,1	10,4	1,4	11,7	2,7	13	4,0
1,4	8,4		9,8	0,8	11,2	2,2	12,6	3,6	14	5,0
1,5	9,0	0,0	10,5	1,5	12,0	3,0	13,5	4,5	15,0	6,0
1,6	9,6	0,6	11,2	2,2	12,8	3,8	14,4	5,4	16,0	7,0
1,7	10,2	1,2	11,9	2,9	13,6	4,6	15,3	6,3	17,0	8,0

Tabela 6. Produção máxima sustentável de tilápias (toneladas/ano) no reservatório Boqueirão de Parelhas para não ultrapassar as concentrações de fósforo na água além do limite critico de 60 µg l^{-1}. As estimativas foram baseadas no modelo de Beveridge (1987) assumindo fatores de conversão alimentar (CA) variando entre 1,2:1,0 a 1,7:1,0 e percentagens de fósforo na ração variando entre 0,6% e 1,0%.

	Conteúdo de fósforo na ração				
CA	0,6%	0,7%	0,8%	0,9%	1,0%
1,2			200,7	66,9	40,1
1,3		1.204,0	86,0	44,6	30,1
1,4		150,5	54,7	33,4	24,1
1,5		80,3	40,1	26,8	20,1
1,6	200,7	54,7	31,7	22,3	17,2
1,7	100,3	41,5	26,2	19.1	15,1

Discussão

A disponibilidade de fósforo tem sido considerada como um dos fatores mais importantes para a determinação da biomassa fitoplanctônica e da qualidade da água em lagos de zonas úmidas temperadas (Dillon & Rigler 1974; Prepas e Trew, 1983; Riley and Prepas 1985; Ostrofsky and Rigler 1987) tropicais e subtropicais (Attayde & Bozelli, 1999; Huzsar, et al. 2006). Entretanto, 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 em lagos e reservatórios e, por conseguinte, as respostas dos sistemas ao enriquecimento de nutrientes podem ser diferentes (Thornton 1990; Tundisi et al. 1990).

Nossos modelos de regressão demonstram uma baixa concentração de clorofila *a* por unidade de fósforo nos ambientes estudados, sugerindo que outros fatores devem limitar a biomassa algal e que o fósforo não é um bom indicador do estado trófico desses ambientes. As altas concentrações de sólidos em suspensão refletem um efeito inibidor sobre a biomassa fitoplanctônica, sugerindo uma possível limitação da produção primária por luz. A ação dos ventos nesses ambientes rasos conduz a uma ressuspensão de partículas inorgânicas e orgânicas sedimentadas, produzindo uma diminuição da disponibilidade de luz na coluna d'água. Altas concentrações de sólidos em suspensão podem reduzir a biomassa de algas a níveis muito menores do que seria esperado por uma determinada concentração de fósforo, seja pela reação de adsorção de fosfato aos sólidos inorgânicos (McColl, 1974, Sondergaard el at.,1992; citado por Sondergaard et al.2003), seja pela diminuição da disponibilidade de luz para a síntese de carboidratos (Canfield & Bachman, 1981; Hoyer and Jones, 1983; Guilford et al 1987; Kimmel et al, 1990, Lind,1992,1993; Havens, 1996).

Além do fósforo, a comunidade zooplanctônica, também pode interferir nas variações das concentrações de clorofila *a* através da herbivoria, entretanto, nos ambientes estudados, a biomassa zooplanctônica não foi significativamente relacionada com a biomassa algal, demonstrando uma baixa pressão de herbivoria exercida por esta comunidade (Sousa et al. em prep.). Esses ambientes são dominados por organismos de pequeno porte (Sousa et al. em prep.) os quais são consumidores menos eficientes em relação aos grandes herbívoros planctônicos (Pace, 1984; Lampert, 1986; Havens et al.,

1996; González, 2000; Wetzel, 2001). Além disso, a dominancia de cianobacterias também reduz a eficiencia da herbivoria da comunidade zooplanctônica (wetzel, 2001) .

Outro fator que pode explicar parte da variância residual no nosso modelo de clorofila *a* é o nitrogênio total. Diversos autores tem documentado a importância deste nutriente para a determinação das variações na biomassa fitoplanctônica (Smith, 1979; Smith 1982; Chow-Fraser et al.1994). Contudo, mais estudos são necessários, uma vez que não incluímos no modelo preditivo de clorofila-*a* os efeitos das variações nas concentrações de nitrogênio.

Thornton & Rast (1993) propuseram que concentrações superiores a 60 $\mu g\ l^{-1}$ de fósforo total e 12 $\mu g\ l^{-1}$ de clorofila *a* são indicativas de um estado eutrófico em reservatórios de zonas semi-áridas, pois nesses ambientes a biomassa de algas seria mais limitada por luz do que por fósforo. De acordo com esses critérios de classificação trófica podemos classificar os reservatórios Gargalheiras, Cruzeta e Itans como eutróficos e o reservatório Boqueirão de Parelhas como mesotrófico, com base nas concentrações médias de fósforo total. No entanto, se basearmos a classificação trófica nos valores médios de clorofila *a*, enquadramos os reservatórios Cruzeta, Itans e Parelhas na categoria de mesotróficos e o reservatório Gargalheiras na categoria de eutrófico. Portanto, mesmo utilizando um critério de classificação trófica mais adequado para reservatórios de regiões semi-áridas, apenas o reservatório de Boqueirão de Parelhas poderia ser seguramente classificado como mesotrófico, tomando-se como base as concentrações médias de fósforo total e clorofila *a*. Dessa forma, este foi o único dos quatro reservatórios estudados que poderia ainda sustentar uma atividade de piscicultura intensiva em gaiolas ou tanques-rede, mantendo-se as concentrações de fósforo total na água abaixo do limite de 60 $\mu g\ l^{-1}$. No entanto, de acordo com a resolução CONAMA 357/05 nem mesmo esse reservatório poderia sustentar tal atividade visto que a concentração média de P-total (45 $\mu g\ l^{-1}$) neste

sistema ultrapassou o limite máximo permitido pela resolução de 30 μg l^{-1} para águas doces de Classe II.

As estimativas de produção máxima sustentável de peixes são ferramentas importantes para a gestão dos reservatórios e preservação da qualidade da água para o abastecimento público, a recreação, a pesca e a própria atividade de piscicultura. Nossas estimativas da capacidade de suporte do reservatório Boqueirão de Parelhas demonstram que a produção máxima sustentável de peixes pode ser variável, pois depende das práticas de manejo alimentar e digestibilidade dos alimentos utilizados no cultivo (Cho & Bureau, 2001). Nesse estudo, os melhores resultados alcançados foram para um regime de cultivo utilizando um fator de conversão alimentar de 1,3 Kg de ração para cada Kg de peixe produzido (Tabela 6). Assumindo, uma taxa de conversão alimentar entre 1,2 e 1,7: 1 e uma variação do conteúdo de fósforo na ração entre 0,6 e 0,8% , a produção máxima sustentável de peixes varia entre 26 e 1.204 toneladas por ano.

No entanto, estudos têm demonstrado que os modelos tradicionais de Vollenweider (1968) e Dillon e Rigler (1974) superestimam os efeitos das cargas de fósforo oriundas da piscicultura sobre as concentrações de fósforo total na água (Hakanson et al. 1998; Johansson & Nordvarg, 2002). Contudo, não existe um consenso a respeito do quanto esses valores são superestimado. Hakanson et al. (1998) relatam que esta superestimativa deve ser da ordem de 6 vezes os valores reais. Por outro lado, Johansson & Nordvarg (2002), relatam que ambos os modelos superestimam os efeitos da piscicultura sobre a concentração de fósforo total por um fator de 2. Neste contexto, percebemos a necessidade de mais estudos voltados para a calibração, adaptação e construção de um modelo de capacidade de suporte específico para o reservatório Boqueirão de Parelhas.

Diante disso, e na ausência de modelos incluindo outros fatores que não o fósforo como elemento limitante à biomassa algal, concluímos que o modelo de Beveridge (1987),

utilizado neste estudo, gerou resultados subestimados da capacidade de suporte do reservatório Boqueirão de Parelhas. Contudo, o uso de um modelo conservador como este é importante especialmente quando atentamos para o Princípio da Precaução, proposto na Conferência das Nações Unidas Rio 92. Este princípio é uma garantia contra os riscos potenciais que, de acordo com o estado atual do conhecimento, não podem ser ainda identificados. O Princípio da Precaução afirma que na ausência da certeza científica formal, a existência de um risco ou um dano ambiental sério e/ou irreversível requer a implementação de medidas que possam prevenir este dano.

Portanto, é imprescindível que um sistema de monitoramento seja efetivado antes, durante e após a implementação da atividade no reservatório. Além disso, outros cuidados também devem ser tomados para a implementação e o desenvolvimento da atividade de piscicultura intensiva no reservatório, pois a inobservância das necessidades e realidades da comunidade local pode conduzir a impactos sociais adversos, principalmente se as comunidades locais não estiverem preparadas técnica e culturalmente para a chegada dos pacotes tecnológicos que prometem promover o desenvolvimento sócio-econômico da região. A tecnologia ou o sistema de cultivo a ser adotado deve ser cuidadosamente selecionado e deve ser baseado não apenas no potencial produtivo, mas também no nível de educação e nos valores culturais da população alvo (Pillay, 1990; Amarasinghe et al., 2001).

Conclusão

A validade dos modelos que assumem o fósforo como principal fator limitante ao crescimento fitoplanctônico é limitada para se predizerem os efeitos do enriquecimento de nutrientes e quantificar a capacidade de suporte dos reservatórios em regiões semi-áridas. Outros fatores, como por exemplo, a disponibilidade de luz e nitrogênio, pode ter um

importante papel na limitação da biomassa de algas nesses ambientes e, portanto, devem ser incorporados nos modelos preditivos de eutrofização desses reservatórios. A classificação do estado trófico dos açudes estudados, baseada em critérios mais adequados para reservatórios de regiões semi-áridas, permitiu identificar apenas o reservatório Boqueirão de Parelhas como possível candidato à implementação de políticas públicas destinadas ao fomento da piscicultura intensiva em tanques-rede. Contudo, uma vez estabelecida está atividade, um sistema de monitoramento deve ser implementado para a garantia de padrões de qualidade de água para a piscicultura e os demais usos da água do reservatório.

Referências:

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

Amarasinghe, U.S.; Duncan, A.; Moreau, J.; Schiemer, F.; Simon, D. & Vijverberg, J. 2001. Promotion of sustainable capture fisheries and aquaculture in Asian reservoirs and lakes. 458: 181-190.

Attayde, J.L. & Bozelli, R.L, 1999. Environmental heterogeneity and predictive models of chlorophyll a in a Brazilian coastal lagoon. Hydrobiologia 390:129-139.

Attayde, J. L.; Menezes, R.F. & Menescal, R.A. 2006. Ecological effects of the Nile tilapia introduction in a semi-arid tropical reservoir. Freshwater Biology (submitted)

Beveridge, M.C.M., 1984 Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. FAO Fish.Tech.Pap., (255) : 131 p.

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

Canfield, D.E.Jr. and Bachmann R.W.1981. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll a, and Secchi depths in natural and artificial lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 414-423.

Chow-Fraser , P., Trew, D.O., Findlay D. and Stainton. 1994. A Test of Hypotheses to Explain the Sigmoidal Relationship between total Phosphorus and Chlorophyll a Concentrations in Canadian Lakes. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 51: 2052 – 2065.

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.

Cho, C.Y & Bureau, D.P.2001. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. Aquaculture Research, 2001, 32: 349-360.

Dantas, M.C. & Attayde, J.L. 2006. Nitrogen and phosphorus content of some tropical and temperate freshwater fishes. Journal of Fish Biology (in press).

Diaz, M.M.; Temporetti P.F. and Pedrozo F.L.2001. Response of phytoplankton to enrichment from cage fish farm waste in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). Lakes Reservoirs: Research and Management. 6: 151-158.

Dillon P.J. and Rigler F.H. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnology and Oceanography.19: 767-772.

Gonzalez, E.J. 2000. Nutrient enrichment and zooplankton effects on the phytoplankton community in microcosms from El Andino reservoir (Venezuela). Hydobiologia.434:81-96.

Guilford S.J. Healey F.P. and Hecky R. E.1987. Depression of primary production by humic matter and suspended sediment in limnocorral experiments at Southern Indian Lake, Northern Manitoba. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1408- 1417.

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.

Havens, K.E., East, T.L. and Beaver, J.R. (1996). Experimental studies of zooplankton-phytoplankton-nutrient interactions in a large subtropical lake (lake Okeechobee, Flórida, U.S.A). Freshwater Biology, 36: 579-597.

Hoyer M.V. and Jones J.R. 1983. Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll a in midwestern reservoirs. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 192 – 199.

Hakanson ,L; Carlsson L. and Johansson T. 1998. A new approach to calculate the phosphorus load to lakes from fish farm emissions. Aquacultural Engineering 17:149-166.

Huzsar,V.L.M., Caraco, N.F., Roland, F and Cole J. 2006. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit?

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.

Johansson T. & Nordvarg L. 2002. Empirical mass balance models calibrated for freshwater fish farm emissions. Aquaculture 212:191-211

Jespersen, A.M. and Christoffersen, K. (1988). Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. Arch. Hydrobiol. 109: 445-454.

Jones, J.R, & R.W.Bachman, 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. J. Wat. Pollut. Cont. Fed. 48: 2176-2182.

Kimmel, B.L., Lind, O.T. & Paulson, L.J., 1990. Reservoir primary production, pp.133-193.In : Thornton K.W.; Kimmel B.L.; Payne F.E. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. Wiley – Interscience.

Lind O.T., Terrel T.T. & Kimmel, B.L. 1993. Problems in reservoir trophic-state classification and implications for reservoir management. In: M. Straskrabra, J.G.Tundisi & A. Duncan (eds.), 1993. Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management, Kluwer Academic Publishers. 1-24.

Lind, O.T., Doyle R., Vodopich, D.S. and Trotter B.G., Limón, J.G., Dávalos-Lind, L., 1992. Clay turbidity: Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake. Limnol. Oceanogr. 37: 549-565.

Lampert, W., Fleckner, Rai Hakumat and Taylor B.E., 1986. Phytoplankton control grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. Limnol. Oceanogr. 31: 478-490

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.

McColl, R.H.S.1974. Availability of soil and sediment phosphorus to a planktonic alga. N.Z.J. of Marine and Freshwater Reserch. 9: 169-182.

Marker A.F.H., Nusch E.A., Ral H. and Riemann B.,1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. Arch. hydrobiol. beih ergebn. limnol. 14: 91-106.

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., 2000. Effect of aquaculture on world fish supllies. Nature-june 405: 1017-1024.

Ostrofsky, M.L. and Rigler F.H.. 1987. Chlorophyll-phosphorus relationships for subartic lakes in western Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44:775 – 781.

OECD, 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Organization for Economics Co-operation and Development, Paris.

Pace, M.L., 1984. Zooplankton community structure, but not biomass, influences the phosphorus-chlorophyll a relationship. Can. J.Fish. Aquat. Sci. 41:1089-1096.

Prepas, E.E. and Trew, D.O. 1983. Evaluation of the phosphorus-chlorophyll relationship for lakes off the Precambrian Shield in western Canadá. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:27-35.

Pillay, T.V.R. 1990. Aquaculture principles and practices. Fishing New Books, 575p

Paerl, H.W. and Tucker, C.S. 1995. Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. Journal of the World Aquaculture Society. 26:109-130

Riley, E.T. and E.E. Prepas 1985. Comparasion of the phosphorus-chlorophyll relationships in mixed and stratified lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 831-835.

Shepherd, J. and Bromage, N. 1992. Intensive fish farming. Blackwell Science.404p

Smith, V.H., 1979.Nutrient dependence of primary productivity in lakes. Limnol. Oceanogr. 24: 1051-1064.

Smith 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. Limnol. Oceanogr. 27:1101-1112

Sondergaard, M., Jensen J.P. & Jeppesen E., 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. Hydrobiologia 506-509: 135-145.

Sousa, W; Rocha, E.S.; Attayde, J.L. Assessment the indicator properties of zooplankton assemblages in semi-arid reservoir, em preparação.

Straskraba, M. 1996. Lake and reservoir management. Vehr.Internat.Verein.Limnol. 26:193-209

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

Thornton, K.W 1990. Perspectives on Reservoir Limnology. In Thornton K.W.; Kimmel B.L.; Payne F.E. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. Wiley – Interscience.

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

Tundisi J.G. Matsumura-Tundisi T. Calijuti M.C.1990. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In: M. Straskrabra, J.G.Tundisi & A. Duncan (eds.), 1993. Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management,Kluwer Academic Publishers. 1-24.

Temporetti, P.F., Alonso M.F., Bafico, G., Diaz, M.M. Pedrozo, F.L. and Vigliano, P.H. 2001. Trophic state, fish community and intensive production of salmonids in Alicura Reservoir (Patagonia, Argentina). Lakes & Reservoirs: Research and Management 6:259-267.

Vollenweider, R.A., 1968. The scientific basis of lake eutrophication, with particular reference to phophorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report DAS/DSI/68.27, OECDm Paris.

Wetzel, R.G. 1990. Reservoir Ecossystems: Conclusions and Speculations: In Thornton K.W.; Kimmel B.L.; Payne F.E. Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. Wiley – Interscience.

Wetzel R. G. (2001). Limnology – Lake and River Ecosystems, 3rd edn. Academic Press, San Diego.

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo