

XI SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE

COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DE UM AÇUDE DO SEMIÁRIDO PARAIBANO E VIABILIDADE DE SEU USO COMO BIOINDICADORA DO ESTADO TRÓFICO

Acsa Josino Muniz Cavalcanti¹; Célia Regina Diniz²; José Etham de Lucena Barbosa³; Maria Cristina Basílio Crispim da Silva⁴; Beatriz Susana Ovruski de Ceballos⁵

RESUMO – Foi avaliado o nível de eutrofização do açude Carneiro/Jericó-semiárido paraibano, com piscicultura intensiva utilizando-se o IET de Carlson (1977) modificação Toledo Júnior et al.(1983). Estudaram-se também os efeitos do incremento de nutrientes na composição da comunidade zooplânctônica, visando seu uso como indicadora da qualidade de água. As coletas mensais (jun-nov/2009) ocorreram em três estações: a montante dos tanques rede, próxima a estes e a jusante. A qualidade da água apresentou variabilidade temporal e a pluviometria foi o fator que explicou as flutuações dos parâmetros físicos e químicos, contribuindo com entradas de sais e de matéria orgânica. As amostras de zooplâncton, com arrastos horizontais da rede de plâncton (malha 68 µm), foram fixadas em formol 4% sacarose (1:4), neutralizadas com bórax e com leitura em microscópio. Observou-se relação direta do ciclo hidrológico com as flutuações das variáveis limnológicas e da comunidade zooplânctônica. Houve diferenças na densidade e composição zooplânctônica ao longo do estudo, com maior expressividade na seca. Os rotíferos foram dominantes, com maior riqueza que copépodos e cladóceros. Espécies dominantes foram: *Brachionus calyciflorus*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Filinia opoliensis*, copepoditos ciclopóides e náuplios de copépodos, taxons característicos de ambientes eutrofizados. Comunidades zooplânctônicas podem ser bioindicadores da qualidade da água, particularmente, do processo de eutrofização.

ABSTRACT – The present study analyzed the level of eutrophication in Carneiro reservoir /Jericho-semiarid region at Paraíba State/Brazil using the Tropic State Index (Carlson,1977, modified by Toledo Junior et al.,1983). The study included the effects of increased nutrient on the zooplankton community composition, aiming their use as an indicator of water quality. The monthly samples (jun-nov/2009) occurred at three stations: upstream tank network, next to these and behind the tanks. The quality of the water showed temporal variability and rainfall was the factor that explains the fluctuations of physical and chemical parameters. Rainfall contributed with salt, organic matter and nutrients inputs. Samples for zooplankton studies were done with a plankton net (mesh 68 µm), the samples were fixed in 4% formaldehyde/sucrose (1:4) and neutralized with borax and read under a microscope. There was a direct relationship with the hydrological cycle fluctuations of limnological variables and zooplankton community. There were differences in zooplankton density and composition throughout the study, with greater expression in the drought. The rotifers were dominant, with high numbers of copepods and cladocera. Dominant species were *Brachionus calyciflorus*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Filinia opoliensis*, cyclopoid copepodids and nauplii of copepods, taxa characteristic of eutrophic environments. Zooplanktonic communities can be good bioindicators of water quality, particularly the eutrophication process.

Palavras-Chave – zooplankton, eutrofização, piscicultura intensiva.

1) UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA (UEPB). Rua Cap. José Amâncio Barbosa, 90, São José, Campina Grande-PB, Brasil, fone/fax: 55.83.3315.3451, email: acsamuniz@gmail.com

2) UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA (UEPB). Fone/fax: 55.83.3315.3451, email: c.r.diniz@uepb.edu.br

3) UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA (UEPB). Fone/fax: 55.83.3315.3388, email: ethambarbosa@hotmail.com

4) UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA (UFPB). Fone: 55.83.2167776 Fax:55.83. 2167472, email: ccrispim@hotmail.com

5) UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA (UEPB). Fone/fax: 55.83.3315.3451, email: bia.ceballos@gmail.com

INTRODUÇÃO

No semiárido do Nordeste do Brasil, numerosos açudes foram construídos para mitigar as necessidades hídricas da região, marcada pela irregularidade das chuvas, que se concentram em poucos meses do ano, seguidos de longas estiagens (VIEIRA, 2002). Os açudes são utilizados para múltiplas atividades, dentre eles o fornecimento de água para consumo humano e para a produção de alimento (aqüicultura/piscicultura). A diversidade de usos torna esses ambientes de grande importância social e econômica (TUNDISI, 2003).

A piscicultura intensiva em tanques rede é exitosa para a produção de peixes, em especial em ambientes tropicais, e está em expansão no Brasil (ALVES; BACCARIN, 2005). Nos açudes públicos monitorados pelo DNOCS desde 1960 se conhece a boa adaptação da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) que proporcionou melhorias na pesca e continua a ser a principal espécie cultivada nos açudes do semiárido. Na Paraíba, a espécie é conhecida pelos pescadores há cerca de 50 anos (BRITO, 2008). Nas últimas décadas, políticas governamentais vêm estimulando o uso de açudes para a criação de tilápias em tanques rede, que por otimizar o processo de produção, pode atingir elevada produtividade em um pequeno espaço (DEMIR et al., 2001).

Os sistemas de cultivo em regime intensivo precisam de controle por empregar consideráveis quantidades de alimentos em área reduzida, e lançamento de restos de comida e excretas dos peixes no ambiente que incrementam a concentração de nutrientes na água. Esses resíduos junto às descargas de esgotos e de águas de áreas agrícolas fertilizadas, causam impactos na qualidade da água dos açudes acelerando a eutrofização (artificial ou antropogênica) (SANTOS et al., 2009; BORGES et al., 2010; DIAS, et al., 2011).

A eutrofização (aumento exacerbado de nutrientes na água, em especial compostos de fósforo e nitrogênio), modifica a qualidade da água e a estrutura da biota, aumenta a turbidez da água, altera o estado trófico e favorece a introdução de espécies exóticas. Os efeitos se visualizam no crescimento exuberante de plantas aquáticas, algas e cianobactérias que formam massas verdes flutuantes que cobrem partes da superfície do espelho de água. Ao impedirem a entrada da luz, limitam a produção de oxigênio fotossintético na coluna de água que é nulo no hipolímnio, enquanto no epilímnio ocorre supersaturação com esse gás. Segue a morte de peixes, predominância de processos de putrefação e perdas da qualidade da água, impossibilitando seus diversos usos (VOLLENWEIDER, 1981). A degradação da qualidade da água ao limitar os usos múltiplos, gera conflitos e tensões, em particular por dificultar e até inviabilizar o manancial para consumo humano, podendo atingir o consumo animal e até o próprio projeto de piscicultura.

As comunidades biológicas refletem a integridade ecológica dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada desses impactos

(BARBOUR et al., 1999). São formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais com limites de tolerância a diferentes alterações dessas condições. A qualidade da água reflete as atividades na bacia de drenagem do corpo aquático e exerce pressão na estrutura das comunidades zooplancônicas pelo impacto direto das alterações físicas e químicas da água, ou indiretamente pelo aumento da disponibilidade de alimento (fitoplâncton), de invertebrados planctófagos (cladóceros, por exemplo) e de predadores, entre outros fatores (MARGALEF, 1983; GUO; LI, 2003). O zooplâncton funciona como indicador sensível aos impactos ou situações de estresse ambiental, e espécies zooplancônicas fornecem subsídios sobre os efeitos e processos resultantes da eutrofização (ESKINAZI-SANT'ANNA, et al., 2007; FERDOUS; MUKTADIR, 2009).

O biomonitoramento é o uso sistemático das respostas dos organismos vivos para avaliar as mudanças do ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas. O uso das respostas biológicas como indicadores da degradação ambiental é vantajoso em relação às medidas físicas e químicas da água, porque estas últimas registram apenas o momento em que foram coletadas, e os organismos transmitem informações temporalmente mais longas, devido sua permanência no ambiente durante toda sua vida. Indicadores zooplancônicos são espécies ou grupos de espécies que apresentam respostas imediatas a alterações ambientais abióticas e bióticas (ARNOTT; VANNI, 1993), como a muitos outros diferentes fatores de estresse e perturbações diversas, que alteram a composição de sua comunidade em quantidade e diversidade de organismos (SAMPAIO et al., 2002; COELHO-BOTELHO, 2003). Podem elucidar questões da integridade ecológica dos ecossistemas, integrando os efeitos dos diferentes fatores de força, e fornecendo uma medida agregada dos impactos (BARBOUR et al., 1999).

Na Paraíba, 121 açudes são destinados ao consumo humano após tratamento de suas águas, sendo monitorados pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado (AESAs). Desses, 20 importantes reservatórios vem sendo sistematicamente monitorados no contexto do Programa de Longa Duração (PELD - Caatinga) e se observou em 18 deles, eutrofização avançada com ocorrência de florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Em 11 desses açudes, foi confirmada a presença da cianotoxina microcistina LR (MACEDO, 2009; LINS, 2011). Avaliando a evolução da eutrofização nesses 20 açudes, Vasconcelos et al. (2011) observaram que em 2006 apenas 3% apresentaram florações de cianobactérias; em 2007 o percentual passou a ser 20%, em 2008 subiu para 45% e foi para 62% em 2009. Esses dados revelaram uma situação preocupante nas águas superficiais do Estado. Outros trabalhos em diferentes bacias do Estado, mostraram situação semelhante (LIMA et al., 2010). Nesse contexto, o presente trabalho objetivou avaliar o estado trófico de um açude do semiárido do Nordeste do Brasil com impacto da piscicultura em tanques-

rede e a viabilidade do emprego da composição da comunidade zooplanctônica como indicadora de alterações da qualidade da água.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O açude Carneiro (Figura 1), situado na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açú, município de Jericó (PB), é um açude raso com capacidade máxima de armazenamento é de 31.285.875 m³ (PARAÍBA, 2011) e atualmente beneficia 26.154 pessoas (IBGE, 2012). O município de Jericó situa-se na região oeste do Estado da Paraíba, Meso-Região Sertão Paraibano e Micro-Região Catolé do Rocha. Possui área de 156,7 km² e população de 7.538 habitantes (IBGE, 2012). A região é de clima semiárido, com duas estações bem marcadas: uma chuvosa (março a agosto) e uma seca (setembro a fevereiro). A precipitação pluviométrica anual é 886 mm.

A atividade piscícola em tanques rede é desenvolvida nesse açude desde 1993. São 20 tanques-rede de 2m x 2m x 1,2 m com criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), com densidade média de 850 peixes/tanque, perfazendo uma coleta mensal teórica de 7.140kg/módulo de biomassa de peixe. Na figura 1, se apresenta a localização da área de estudo e as estações de amostragens.

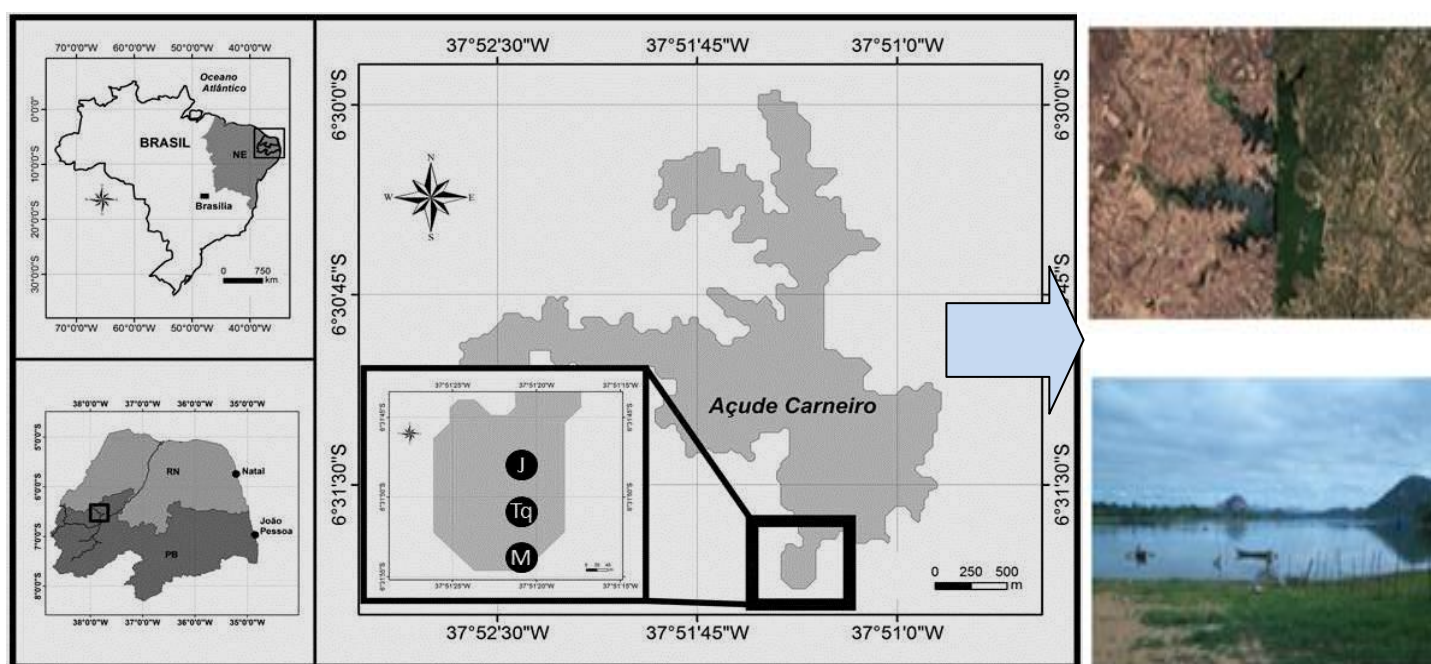


Figura 1 - Localização da área de estudo e estações amostrais no reservatório Carneiro, Jericó, Paraíba, Nordeste do Brasil

Amostragem

Com frequência mensal, foi realizada a caracterização física, química e biológica da água do açude Carneiro ao longo do período junho a novembro de 2009. Foram definidas três estações de amostragem de acordo com a posição dos tanques-rede e em três profundidades. As estações foram

codificadas como: M (montante dos tanques-rede -6°31'54,1"S / 37°51'20,8" W, nas profundidades: M1, M2 e M3), Tq (entre os tanques-rede - 6°31'51,1"S / 37°51'20,8" W, em 3 profundidades denominadas: Tq1, Tq2 e Tq3 e J (jusante dos tanques-rede - 6°31'48,1"S / 37°51'20,8" W – nas profundidades J1, J2 e J3. As três profundidades foram escolhidas de acordo com o índice de extinção da luz fotossinteticamente ativa (100% de luz, 1% de luz e fundo do açude) medida em metros com o disco de Secchi desaparecimento/aparecimento do disco), e multiplicada pelo fator 2,7 para regiões tropicais (ESTEVEES, 2011).

Foram analisadas as variáveis: temperatura da água (°C), transparência, pH, condutividade elétrica (µS/cm), oxigênio dissolvido (mg/l), nitrogênio total (µg/L), nitrogênio amoniacal (µg/L), nitratos (µg/L), fósforo total (µg/L) e ortofosfato solúvel (µg/L), seguindo as técnicas descritas no APHA (2005). Para a clorofila *a* foi usado o método de Wetzel e Likens (1991). Neste trabalho, foram analisados aqueles parâmetros utilizados no cálculo do Índice do Estado Trofico - IET de Carlson (1977) modificado por Toledo Junior et al. (1983): transparência de secchi, clorofila *a*, fósforo total e e fósforo reativo solúvel.

As amostras para quantificação de nutrientes e para análise de clorofila *a*, foram coletadas com garrafa tipo Van Dorn de 3,5L. Todas as amostras foram mantidas em caixas de isopor a temperatura inferior aos 10°C desde o momento da coleta até a realização das análises. No laboratório, as amostras foram filtradas por filtros Whatman GF/C de 47 mm de diâmetro de aproximadamente 1 micrometro de diâmetro de poros.

O zooplâncton foi amostrado na sub-superfície de cada ponto (M, Tq e J), filtrando-se 100 L de água, utilizando balde de 10L e rede de plâncton de 68 µm de abertura de malha. As amostras foram preservadas com formol neutro a 4% com adição de sacarose 1:4 (HANEY; HALL, 1973); foram feitas três réplicas para cada ponto.

Espécies de rotíferos, copépodos e cladóceros foram identificadas com microscópio óptico e literatura especializada (REID, 1985; ELMOOR-LOUREIRO, 1997). A abundância total do zooplâncton e a abundância de cada grupo foram estimadas com uso de 3 alíquotas de 1mL em câmara de Sedgewick-Rafter. Os atributos ecológicos calculados foram: a riqueza, a densidade de indivíduos e a diversidade de Shanonn.

A densidade de indivíduos foi expressa em indivíduos por litro (ind.L⁻¹), representada pela média das três réplicas; a riqueza foi definida pelo número de espécies identificadas em cada amostra; a diversidade de espécies foi medida com o índice de Shannon (1948) para reunir informações sobre a riqueza de espécies e a contribuição de cada espécie na abundância total da amostra – equação (1).

$$H = -\sum_{i=1}^s p_i \cdot \log p_i \quad (1)$$

$i=1$

Onde: S = número de espécies

p_i = proporção de indivíduos de cada espécie na amostra total

Este cálculo expressa o número de indivíduos distribuídos entre as diferentes espécies, isto é, indica se as espécies possuem abundâncias semelhantes ou divergentes (ou seja a dispersão do número de indivíduos).

Para fins comparativos, a diversidade é assim classificada

Diversidade alta: valores maiores que 3 bits./ind.

Diversidade média: entre 2,0 e 3,0 bits./ind.;

Diversidade baixa: entre 1,0 e 2,0 bits./ind.

Diversidade muito baixa: <1,0

A abundância refere-se ao número total de indivíduos de cada espécie e a abundância relativa é a contribuição do número de indivíduos de uma espécie em relação ao número total de indivíduos observado; se expressa em porcentagem e é calculada a partir da equação (2):

$$A\% = n_y \times 100/N \quad (2)$$

onde:

A%: abundância relativa da espécie y

n_y : número de indivíduos da espécie y

N: número total de organismos nas amostras

Análises Estatísticas

A estatística descritiva foi realizada utilizando-se o programa Statistica 7-Statsoft inc e EXCEL for Windows 2010. Os testes estatísticos usados foram a análise de variância 1-fator (teste de Kolmogorov-Smirnov, distribuição normal) e variância homocedástica (teste de Lilliefors). A análise de correspondência canônica (ACC) foi realizada com as variáveis ambientais e biológicas mais representativas, evitando-se colinearidade. Para verificar a correlação entre as amostras ambientais e as espécies zooplantônicas foi utilizado o teste de Monte Carlo (programa Canoco for Windows 4.5).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A estação chuvosa teve índice pluviométrico alto, acima da média, ocorrendo transbordamento do açude Carneiro ao longo de 5 meses (maio a julho/2009). A evolução do volume de água no açude Carneiro ao longo de 2009 é apresentada na figura 2.

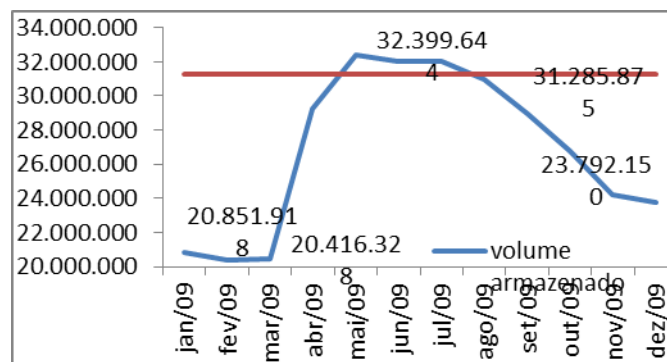


Figura 2 - Evolução do volume acumulado no reservatório Carneiro/Jericó,-Paraíba, 2009

Após o transbordamento dos meses maio e julho/2009 quando atingiu a cota máxima, de 32.028.388m³; o açude passou a perder água por evaporação, diminuindo o volume até dezembro/2009, quando atingiu 76% de sua capacidade máxima (23.792.150m³). O transbordamento é um evento de perturbação, principalmente para os corpos lânticos de regiões tropicais onde as chuvas estão concentradas em poucos meses do ano, e os corpos de águas lânticos e intermediários têm escassa profundidade. As alterações do volume do reservatório promoveram distúrbios na coluna de água e nas comunidades aquáticas (FIGUEIREDO; GIANI, 2001; LINS, 2011). Com as chuvas ocorreu o efeito diluidor das variáveis, contribuindo para uma melhor qualidade (menor eutrofização) e na estiagem, pela evaporação da água, ocorreu o efeito contrário, de concentração de sais, nutrientes, matéria orgânica e resíduos em geral, favorecido pela escassa profundidade (5 metros) do açude. Comportamento semelhante foi observado por Tucci (2002) em açudes do semiárido e por Guimarães (2006) ao elaborar um modelo teórico do funcionamento (metabolismo) dos açudes da mesma região.

As flutuações dos níveis de água do açude Carneiro provocaram alterações na transparência da água ao longo dos meses, menor transparência durante a estiagem (0,54m entre os tanques - nov/09) e maior (1,02m) no período chuvoso a montante dos tanques rede (jun/09).

A transparência da água é resultado das características físicas da bacia de drenagem e da interação dessas com a precipitação pluviométrica, profundidade do reservatório, intensidade dos ventos, velocidade do escoamento superficial, características do solo, atividades agrícolas na área de drenagem e níveis de cobertura vegetal; pode estimular o crescimento do fitoplâncton ou inibi-lo (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2008). Com a elevação do nível da água, materiais das margens e nutrientes foram removidos e lançados no corpo aquático. Ao sedimentar, a coluna de água torna-se mais transparente que no início do evento chuvoso. Na estiagem, a redução da água pela evaporação concentra os compostos químicos e a biomassa, portanto menor transparência (figura 3). Comportamentos similares foram descritos por Sipaúba-Tavares, (1999), Toledo et al. (2003) e Brito, (2008). A correlação positiva entre transparência e precipitação pluviométrica ($p =$

0,314) confirma essas observações, mostrando que a turbidez biogênica (fitoplâncton) foi mais relevante que abiogênica (argilas e outros minerais).

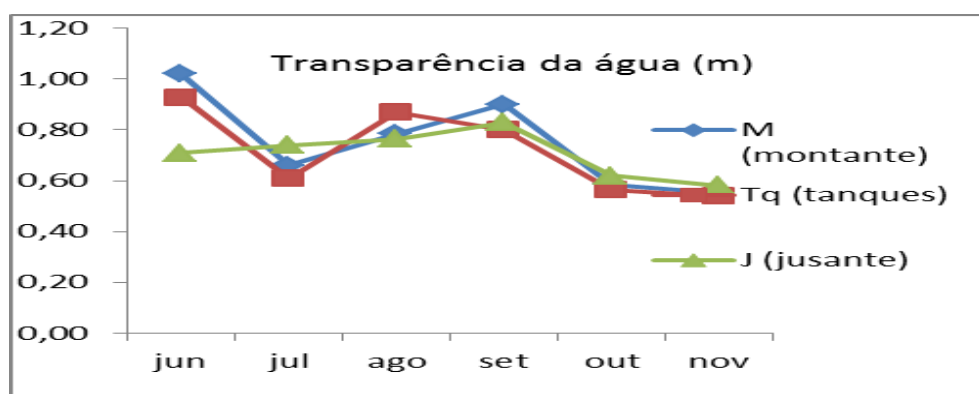


Figura 3 - Variação da Transparência da água a montante dos tanques rede, na região dos tanques e a jusante (junho a novembro/2009 - açude Carneiro/Jericó-PB)

A transparência influencia na disponibilidade de luz e na produção de oxigênio na água. Maior transparência, corresponde a maior penetração de luz fotossintética ativa e ocorre uma distribuição mais equitativa do fitoplâncton na coluna de água e maior oxigenação da massa de água nas camadas profundas (WETZEL 2001). Os baixos valores de transparência deste açude, podem interferir na atividade fotossintética e na dinâmica do ecossistema.

O fósforo é considerado nutriente metabólito chave na influência na produtividade dos ecossistemas aquáticos (MACEDO; SIPAÚVA-TAVARES, 2010). Em nível mundial, a entrada de fósforo nos corpos aquáticos, aumentou de forma notável depois da II grande Guerra Mundial, consequência do uso crescente de adubos agrícolas e detergentes e do aumento de sua produção industrial. A disponibilidade do fósforo na água, depende da interação qualitativa e quantitativa entre o ecossistema aquático e a bacia de drenagem e a água com o sedimento, no tempo e no espaço, e que pode ser assim resumida: (a) depende das fontes de poluição; (b) dos mecanismos de transferência de fósforo entre sedimento e a água; (c) das transformações que ocorrem durante a trajetória (DILS; HEATHWAITE, 1996; REYNOLDS; DAVIES, 2001).

A retenção ou a liberação de fósforo do sedimento dependem das condições de oxiredução na interface água-sedimento, do pH, da temperatura, atividade microbiana, concentrações de fósforo e de cátions Fe^{3+} , Al^{3+} e Ca^{2+} na água intersticial (GOLTERMAN, 1998; CHISTOPHORIDIS; FYTIANOS, 2006). Devido a sua afinidade com Fe^{3+} sob condições oxidadas, o fósforo pode ser adsorvido à superfície de óxidos e hidróxidos. Já em condições reduzidas, ocorre sua liberação (KISAND; NOGES, 2003). Influenciam também na dinâmica do fósforo, a matéria orgânica e a presença de aceptores alternativos de elétrons (NO_3^- , SO_4^{2-} , etc.). A hidrodinâmica da coluna de água exerce influência nos efeitos dos nutrientes e na carga interna dos ecossistemas lênticos. A circulação da água hipolimnética distribui os nutrientes, incluindo o fósforo, já a estratificação

térmica, confere estabilidade à massa líquida, limitando as trocas entre camadas (WÜEST; LORKE, 2003).

O fósforo total foi elevado, com máximas nas chuvas (junho/09) e a jusante dos tanques rede (J3= 152,4 µg/L) no ponto mais profundo de coleta (figura 4). Valores altos de fósforo no fundo, com déficit de oxigênio, se associam com a biodegradação da matéria orgânica sob condições reduzidas e de baixo pH e dissolução de complexos com ferro e cálcio formados na superfície, sob elevados valores de pH de oxigênio (DIEMER et al., 2010).

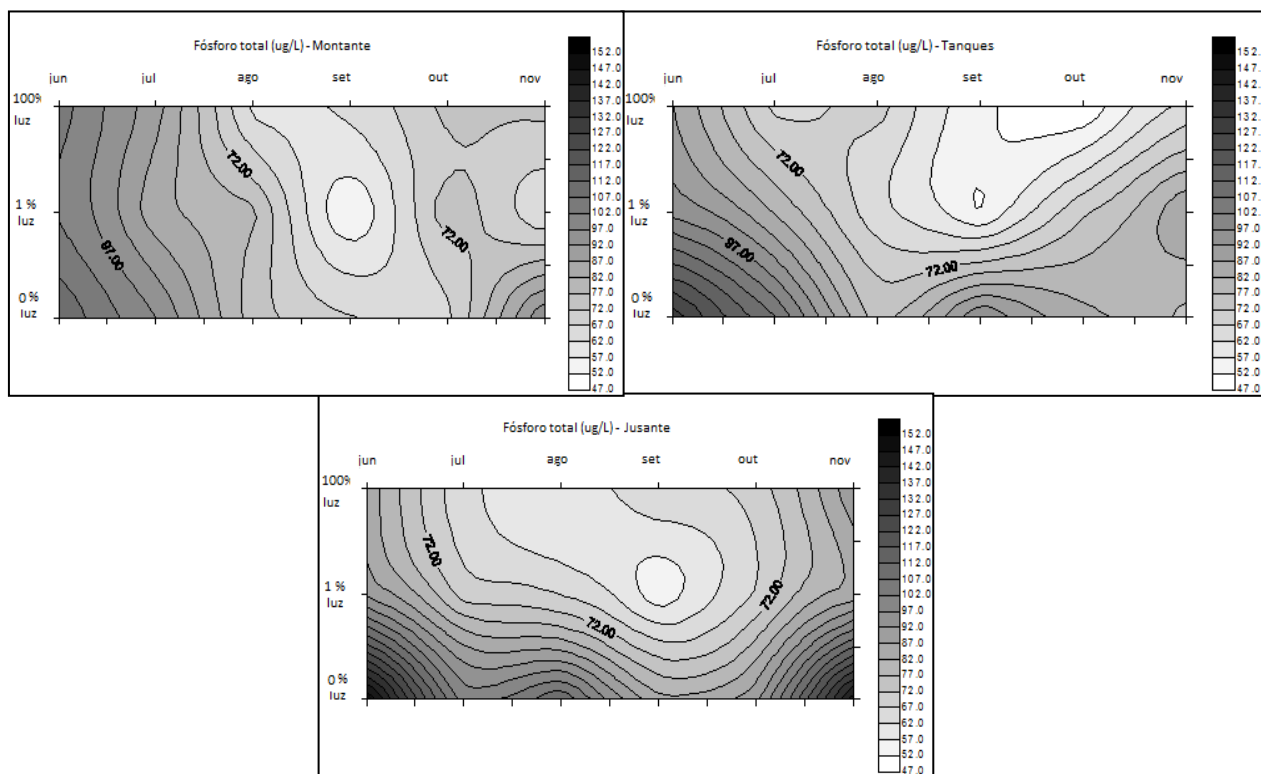


Figura 4 - Variação vertical/sazonal de Fósforo Total nas estações de amostragem a montante, na região dos tanques e a jusante (junho - novembro de 2009), açude Carneiro/Jericó-PB

Os Valores Máximos Permitidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 para as águas das classes 1, 2 e 3 de concentrações de fósforo total, são inferiores ou iguais a 20, 30 e 50 µg/mL respectivamente se o ambiente for lântico e se for intermediário, de até 25, 50 e 75 respectivamente (BRASIL, 2005). Pelos valores observados, o açude Carneiro pertence à classe e 3, e não a classe 2, como está classificado oficialmente. Essa classificação real tem importantes consequências legais e práticas associadas com saúde publica: como por exemplo, os usos possíveis de essa água – bem mais restritivos para classe 3 que para classe 2, e também o tipo de tratamento para a potabilização, que obrigatoriamente deve ser avançado, para eliminar eventuais microcontaminantes típicos de águas eutrofizadas, como cianotoxinas, por exemplo.

Ortofosfato solúvel, semelhantemente ao fósforo total, apresentou maiores concentrações em junho/09 e a jusante dos tanques-rede (J3= 44,0 µg/L). Compostos fosfatados e nitrogenados

estiveram fortemente relacionados. Ortofosfato correlacionou-se positivamente com nitrogênio total ($p=0,309$) e nitrato ($p = 0,381$), respondendo ao aumento simultâneo com as chuvas e à adição de ração aos peixes.

A determinação da clorofila *a* fornece informações sobre a produtividade do ecossistema ao se relacionar com a biomassa fitoplanctônica, sendo uma medida aproximada desta (REYNOLDS, 1984). No açude sob estudo, clorofila *a* apresentou as concentrações mais baixas a montante dos tanques, e nos meses de agosto e julho/09 ocorreram os maiores valores médios (*média* = 18,23 $\mu\text{g/L}$). Maiores concentrações de clorofila *a* se registraram entre os tanques (*média* = 16,25 $\mu\text{g/L}$) e nas camadas superficiais d'água (figura 5).

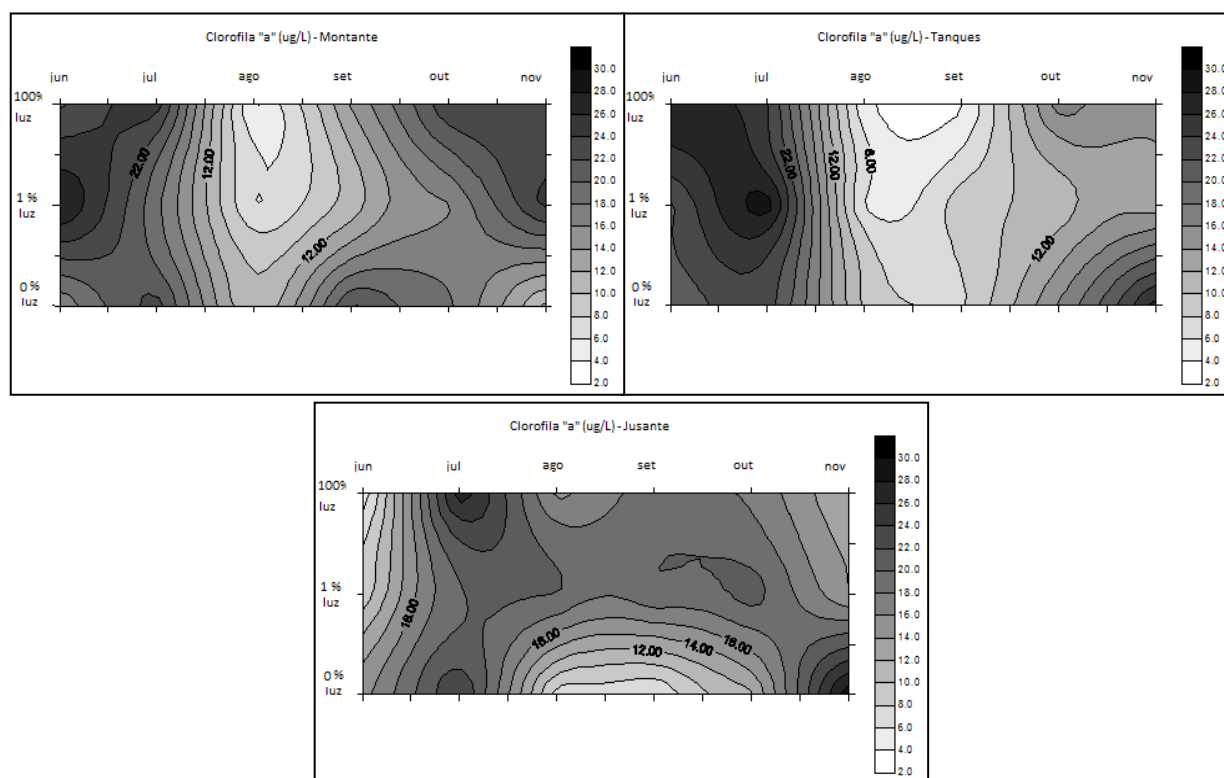


Figura 05 - Variação vertical/sazonal da Clorofila *a*, nas estações a montante, região dos tanques e jusante (junho-novembro/2009), açude Carneiro/Jericó-PB.

O Índice do Estado Trófico – IET, classifica corpos d'água em graus de trofia, ou seja, a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito, relacionado ao crescimento excessivo das algas ou aumento da infestação por macrófitas aquáticas.

O IET médio calculado segundo Toledo Jr et al. (1983), para o período de amostragem, classificou o açude Carneiro como eutrófico. Todas as variáveis influenciaram o índice eutrófico (baixa transparência, elevados fósforo total, ortofosfato solúvel e clorofila *a*) (tabela 1)

Os resultados do IET para o açude Carneiro são preocupantes ao revelar que este ambiente recebe materiais orgânicos ricos em nutrientes que supera sua capacidade de depuração.

Tabela 1- IET das variáveis transparência, fósforo, ortofosfato, clorofila a e IET médio calculado segundo Carlson (1977) modificado por (TOLEDO JUNIOR et al., 1983)

Variáveis	Pontos	jun/09	jul/09	ago/09	set/09	out/09	nov/09
IET Transparência	M	50,48	56,76	54,26	52,29	58,50	59,39
	Tq	51,81	57,90	52,78	53,99	59,00	59,66
	J	55,71	55,11	54,63	53,45	57,66	58,63
IET Fósforo Total	M	63,95	61,62	58,14	55,87	58,27	59,20
	Tq	63,56	60,47	57,79	56,82	57,08	58,96
	J	63,94	59,18	59,25	57,37	59,02	63,66
IET Ortofosfato	M	57,16	41,36	56,76	51,56	54,06	53,40
	Tq	55,21	55,52	53,88	48,13	52,83	55,92
	J	64,39	44,61	54,73	47,66	52,66	50,98
IET Clorofila a	M	61,31	61,56	48,33	57,83	60,11	59,19
	Tq	62,01	62,98	48,69	49,14	57,31	59,07
	J	51,87	62,27	56,11	56,26	58,55	59,05
IET médio	M	56,29	55,12	54,39	58,19	57,63	57,57
	Tq	59,05	59,41	53,36	51,74	56,21	58,22
	J	59,45	55,32	56,40	51,74	56,88	58,00

Foram identificadas 11 famílias zooplantônicas assim distribuídas: 6 de Rotifera (Filinidae, Asplanchnidae, Hexarthridae, Lecanidae, Epiphanidae, Brachionidae), 3 de Cladocera (Sididae, Moinidae e Daphnidae) e 2 de Copepoda (Cyclopidae e Diaptomidae). Brachionidae teve maior densidade e riqueza (7 espécies). Nessas famílias houve 13 espécies de Rotifera, 3 de Copepoda e 3 de Cladocera, com menor riqueza no período chuvoso (2 espécies contra 19 na estiagem). *Moina* sp., *B. havanaensis*, *E. macrourus*, *K. cochlearis*, *T. decipiens*, *T. minutus* e *N. amazonicus* se observaram apenas na estação de estiagem.

Não houve diferença significativa de indivíduos zooplantônicos entre os três pontos (M, Tq e J) nem nas três profundidades de cada um, porém se observou tendência de aumento na densidade de indivíduos desde montante (M) à jusante (J). A homogeneidade de resultados se associa à uniformidade das concentrações de nutrientes em todo o açude (distribuição vertical/horizontal) e que se expressou nos valores do IET das 4 variáveis analisadas.

Os taxons *Ceriodaphnia cornuta*, *Filinia opoliensis*, náuplios e copepoditos ciclopóides e *Brachionus calyciflorus* foram dominantes nos três pontos ao longo do estudo, portanto se consideram representativos do açude Carneiro. A dominância dessas espécies evidenciou as suas especificidades que responderam às condições do ambiente (eutrofizado) com o aumento populacional.

As flutuações das densidades do zooplâncton e sua composição se relacionaram com o nível trófico do açude e com o ciclo hidrológico: os valores dos atributos ecológicos foram maiores na estação seca para densidade e riqueza de espécies, sob condições de maior concentração dos nutrientes (figura 6). Já a diversidade foi menor nessa época, seguindo o comportamento clássico: maior eutrofização, menor diversidade (Figuras 7 e 8).

Comportamento semelhante foi descrito por Crispim e Watanabe (2000) e Crispim et al. (2006), entre outros pesquisadores, em reservatórios do semiárido durante as estiagens.

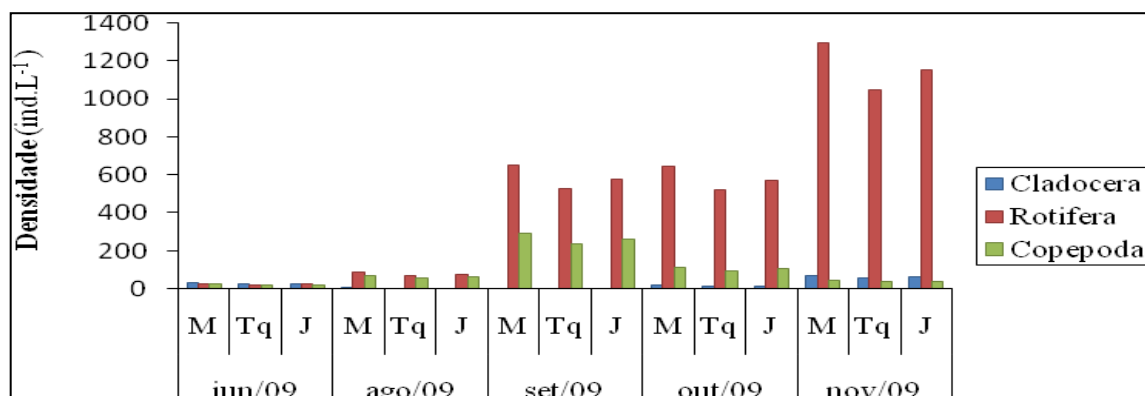


Figura 6 - Variação da densidade dos grupos de Rotifera, Cladocera e Copepoda nos pontos amostrais (M, Tq, J) no açude Carneiro/Jericó-Paraíba, em período de chuva (junho, julho, agosto e de seca, setembro, outubro e dezembro de 2009)

Com as chuvas e aumento da transparência da água, houve dominância de cladóceros (*Ceriodaphnia cornuta*) que foi substituída, na estiagem, por *Filinia opoliensis*, *Brachionus calyciflorus*, náuplios e copepoditos ciclopóides.

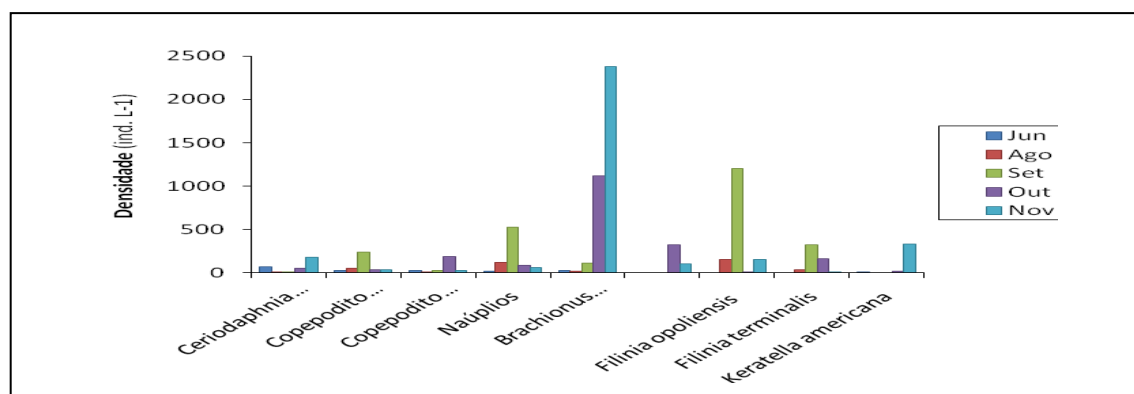


Figura 7 - Densidade das espécies mais representativas no açude Carneiro/Jericó-Paraíba, 2009.

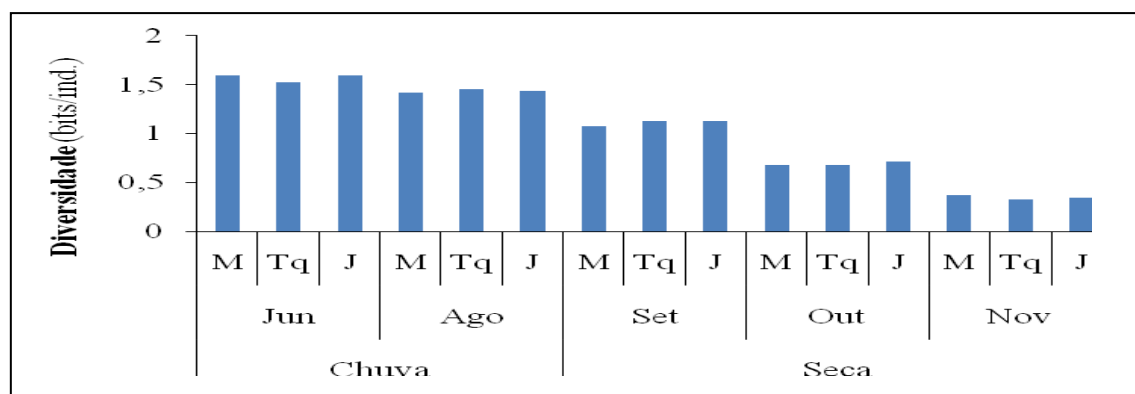


Figura 8 - Variação do Índice de diversidade de Shannon dos rotíferos do açude Carneiro/Jericó- Paraíba, 2009.

As características eutróficas do açude Carneiro, favoreceram a dominância de rotíferos (*Brachionus calyciflorus*, *B. dolabratus*, *Filinia opoliensis*, *Keratella americana* e *K. cochlearis*) que representaram 80% da comunidade zooplancônica, com maior densidade, riqueza e diversidade na estiagem, seguidos por baixas densidades de copépodos adultos e cladóceros. Crispim et al. (2006), em vários corpos aquáticos do semiárido, tiveram resultados semelhantes. *Brachionus calyciflorus* foi também descrito como dominante em outros ambientes eutrofizados (PEJLER, 1983; ATTAYDE; BOZELLI, 1998; PIVA-BERTOLETTI, 2001). O padrão observado neste trabalho foi anteriormente descrito por Fernando; Mengestu e Bely (1990) para ambientes aquáticos tropicais, caracterizados pela dominância de rotíferos (densidade e riqueza).

A análise de correspondência canônica (ACC) de distribuição das espécies zooplancônicas e com associação às variáveis limnológicas, explicou 77,7% da variabilidade dos dados nos dois eixos (eixo 1, 47%) com correlações positivas entre transparência e nitrogênio total e negativas com IET médio, pH e clorofila *a*, condições que influenciaram no aparecimento de *Asplanchna* sp, copepodito *Cyclopoida* e náuplios na estiagem (figura 9).

O eixo 2 (30,7% de explicabilidade) teve correlações positivas com precipitação pluviométrica, temperatura da água, nitrato, série fosfatada, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, que definem o período chuvoso, influenciando nas espécies *Keratella americana*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella tropical* e *Hexarthra* sp. Os resultados refletem a perturbação do sistema associado às chuvas e ao aumento do estado trófico pelo aporte exógeno de nutrientes nessa época.

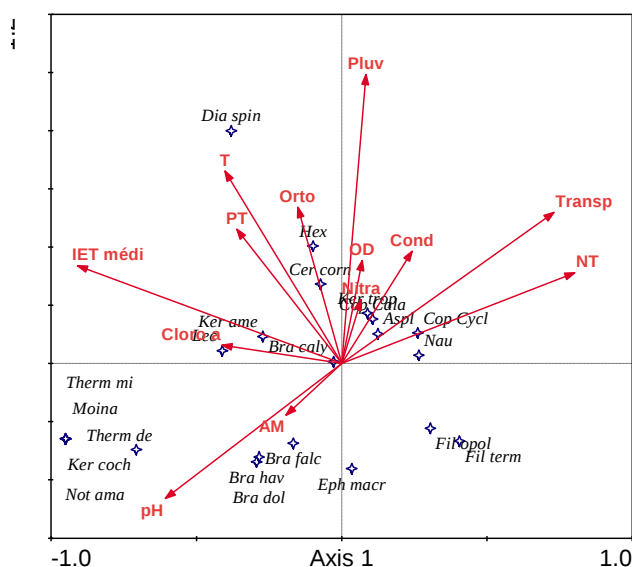


Figura 9 - Análise de correspondência canônica (CCA) da distribuição das espécies zooplancônicas e das variáveis limnológicas no açude Carneiro/Jericó-Paraíba, 2009.

Legenda: Aspl= *Asplanchna* sp.; Bra caly = *Brachionus calyciflorus*; Bra dol= *Brachionus dolabratus*; Bra falc= *Brachionus falcatus*; Bra hav= *Brachionus havanaensis*; Cer corn= *Ceriodaphnia cornuta*; Cop cala= copepodito Calanoida; Cop Cycl= copepodito Cyclopoida; Dia spin= *Diaphanosoma spinulosum*; Eph macr= *Ephippianes macrourus*; Fil opol= *Filinia opoliensis*; Fil term= *Filinia terminalis*; Hex= *Hexarthra* sp.; Ker ame= *Keratella*

americana; Ker coch= *Keratella cochlearis*; Ker trop= *Keratella tropica*; Moina= *Moina* sp.; Nau= náuplios; Not ama= *Notodiptomus amazonicus*; Therm de= *Thermocyclops decipiens*; Therm mi= *Thermocyclops minutus*. Variáveis limnológicas: AM= Amônia; Cloro a= Clorofila a; Cond=condutividade elétrica; IET médi= IET médio; OD= oxigênio dissolvido; Orto= ortofosfato; pH= pH; PT= fósforo total; Pluv=pluviosidade; Nitra= nitrato; NT= nitrogênio total; T= temperatura; Transp=transparência.

CONCLUSÕES

O açude Carneiro, ao longo do período janeiro-dezembro de 2009, ano de pluviosidade elevada para a região, expressou forte variabilidade temporal da qualidade da água e da comunidade zooplactônica, em detrimento das variações espaciais: apresentou-se bastante homogêneo na distribuição horizontal e vertical nos três pontos de amostragens para todas as variáveis estudadas, enquanto as concentrações de nutrientes e composição da comunidade zooplânctônica variaram no transcorrer das épocas seca e chuvosa.

Os eventos de chuvas foram fatores que melhor explicaram as flutuações das características físicas e químicas da água, contribuindo com a entrada de matéria orgânica e nutriente exógenos. As variáveis limnológicas (nutrientes, biomassa algal - clorofila *a*) e transparência sinalizaram a condição eutrófica, confirmada pelo IET de Toledo Junior et al (1983).

As espécies dominantes, *Brachionus calyciflorus*, *Filinia opoliensis*, copepodito Cyclopoida e náuplios, características de ambientes eutrofizados, registraram essa condição do corpo aquático estudado, e foram, portanto, bioindicadoras de elevada trofia. As baixas densidades das formas adultas de copépodes e cladóceros apontam para a influência da condição trófica e predação sobre o zooplâncton de maior porte neste açude, na época do presente estudo.

O elevado nível trófico não permitiu identificar eventuais aportes de nutrientes dos tanques rede, embora se confirmaram concentrações levemente superiores de fósforo e clorofila *a* nos pontos próximos a estes de forma semelhante à composição do zooplâncton, sem diferenças acentuadas nos compartimento horizontais e mais expressivas na linha temporal, sob influência das épocas de chuva (aumento do volume de água acumulada) seguida pela sua diminuição do nível da água na estiagem, por evapotranspiração acentuada.

BIBLIOGRAFIA

ALVES, R. C. P.; BACCARIN, A. E. (2005). “Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribata (UHE Nova Avanhandava, Baixo Rio Tiete, SP”, in *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. Org. por NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. Rima, São Carlos – SP, pp.349-377.

ARNOTT, S.E.; VANNI, M. J.(1993). “Zooplankton assemblages in fishless bog lakes: influence of biotic and abiotic factors”. Ecology 74(8), pp.2361-2380.

ATTAYDE, J. L.; R. L. BOZELLI (1998). “Assessing the indicator properties of zooplankton ssemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis”. Can . J. Aquat. Sci., 55, pp. 1789-1797.

AWWA-APHA-WEF. (2005). “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Editado por Eaton”. Org. por A.D.; Clesceri, L.S.; Rice, E.W.; Greenberg, A.E..21th Edition. Washington D.C.: American Public Health Association.

BORGES , P. A. F.; TRAIN, S.; DIAS, J.D.; BONECKER, C.B. (2010). “Effects of fish farming on plankton structure in a Brazilian tropical reservoir”. Hydrobiologia 649, pp.279-291.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). (2005). Resolução nº.357 de 17 de março de 2005. Brasília.

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

CARLSON, R. E. (1977). “A trophic state index for lakes”. Limnol. Oceanogr. 22(2), pp. 361-369, 1977.

CHISTOPHORIDIS, C.; FYTIANOS, K. (2006). “Conditions affecting the release of phosphorus from surface lake sediments”. Journal of Environmental Quality 35, pp. 1181- 1192.

COELHO-BOTELHO M. J. (2003). “Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios”. In Anais do IV Simpósio de Avaliação do Programa Biota/FAPESP, Águas de Lindóia, 2003.

CRISPIM, M. C.; WATANABE, T. (2000). “Caracterização limnológica das bacias doadoras e receptoras de água do rio São Francisco”. Acta limnologica Brasiliensia 12 (2), pp. 93-103.

CRISPIM, M. C.; RIBEIRO, L. L. ; GOMES, S. E. M. ; FREITAS, G.; SERPE, F. R. (2006). “Comparison of different kind of semi-arid aquatic environments based on zooplankton communities”. Revista de Biologia e Ciências da Terra 6, pp. 98-111,

DEMIR, N; KIRKAGAC, M.U.; PULATSU S.; BERKCAN, S. (2001). “Influence of trout cage culture on water quality, plankton and benthos in an anatolian dam lake”. The Israeli Journal of Aquaculture 53(3-4), pp. 115-127.

DIEMER, O.; NEU, D. H.; FEIDEN, A.; LORENZ, E. K.; BITTENCOURT, F.; BOSCOLO, W. R. (2010). “Dinâmica nictimeral e vertical das características limnológicas em ambiente de criação de peixes em tanques-rede”. Ciência Animal Brasileira 11(1).

DILS, M. R.; HEATHWAITE, A. L. (1996). “Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff”. in Advances in Hillslope Processes. Org. por ANDERSON, M. G. e BROOKS, S. M. John Wiley and Sons, New York:, v.1, p.229-251.

ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A. (1997). “Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil”. Ed. Universa. Brasília, 1997. 155p.

- ESKINAZI-SANT'ANNA, E. M.; MENEZES, R.; COSTA, I.S. PANOSSO, R.F.; ARAÚJO, M.F.; ATTAYDE, J. L. (2007). "*Composição da comunidade zooplancônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte*". Oecologia Brasiliensis 11(3), pp. 410-421.
- ESTEVEZ, F.A. (2011). "*Fundamentos de Limnologia*". 3ed. Interciencia.790 p.
- FERDOUS, Z.; MUKTADIR, A.K.M. (2009). "*A review: potentiality of Zooplankton as Bioindicator*". Am.J. Appl. Sci. 6(10), pp. 1815-1819.
- FERNANDO, C.H., MENGESTU., BELY, S (1990). "*The chydroid crustacean Alona diaphana (KING) limnetic in Lakes Awassa and Ziway, Ethiopia, with a discussion of litoral and limnetic zooplankton*". Int Reveu ges Hydrobiol.75, pp. 15-25.
- FIGUEIREDO, C. C.; GIANI A. (2001). "*Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir*". Hydrob. 445.
- GOLTERMAN, H.L. (1998). "*The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments*". Hydrobiologia 364, pp. 75-81.
- GUIMARÃES, A.O. (2006). "*Formulação de um modelo de previsão de qualidade da água para gestão de reservatórios de abastecimento urbano no semi-árido*". Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil [C. Grande]) - Universidade Federal de Campina Grande.
- 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, pp.201-212.
- HANEY, J. F.; HALL, D. J. (1973). "*Sugar-coated Daphnia: apreservation technique for cladocera*". Limnol. Oceanogr.18, pp. 331-333.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). "*Censo demográfico*". Disponível em: <http://www.censo2010.ibge.gov.br/amostra/>. Acesso em: 30 jan. 2012.
- KISAND A., NÖGES P., (2003). "*Sediment phosphorus release in phytoplankton dominated versus macrophyte dominated shallow lakes: importance of oxygen conditions*". Hydrobiologia (506-509), pp.129-133.
- LIMA, S. M DE S.; CRUZ, P.S.; DIAS, T.A. ; VANDERLEI, S.L.P. ; BARBOSA, L. G. ; BARBOSA,J.E.L ; DINIZ, C. R. ; CEBALLOS, B. S. O. "*Influencia da Piscicultura intensive na dinâmica físico-química e na comunidade fitoplânctônica em um reservatório de abastecimento com diferentes níveis de água acumulada*". In: X Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, 2010. Porto Alegre.
- LINS, R. P. M. (2011). "*Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplancônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro*". Tese (Doutorado em Recursos Naturais). UFCG, Campina Grande.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H.(2010) "*Eutrofização e qualidade de água na piscicultura: conseqüências e recomendações*". Bol. Inst. Pesca 86(2), pp. 149-163.

MACEDO, D. R. G. (2009) “*Microcistina na água e biomagnificação em peixes de reservatórios de Abastecimento público do estado da Paraíba*”. 82f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande.

MARGALEF, R. (1983). “*Limnologia*”. Omega, Barcelona, 1010p.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J.R.; SOTO, D. (2008). *Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer*. Brasília, 276 p.

PARAÍBA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. (2011) “*Monitoramento dos volumes dos açudes*”. Disponível em: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/jsp/monitoramento/volumes_acudes/indexVolumesAcudes.jsp>. Acesso em: 12 fev. 2011.

PEJLER, B (1983). Zooplankton indicators of trophic and their food. **Hydrobiologia**, v. 101, p.111-114.

PIVA-BERTOLETTI, S.A.E. (2001) *Zooplâncton dos lagos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (SP) e relações entre espécies zooplânctônicas e estado trófico em corpos d'água do Estado de São Paulo*. São Paulo, 253p. (Tese de Doutorado. Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo).

REID, J. W. (1985). “*Chave de Identificação e lista de referências para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da Ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda)*”. Bol. Zool. Univ. 9, pp.17-143.

REYNOLDS, C.S.; DAVIES, P.S. (2001). “*Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a british perspective*”. Biol. Rev. Camb. Philos. Soc. 76, pp. 27-64.

SAMPAIO, E. V.; ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. (2002). “*Composition and abundance of zooplankton in the limnetic of seven reservoir of the Paranapanema River, Brazil*”. Brazil J. Biol. 62(3), pp. 525-545.

SANTOS, R.; ROCHA, G.; ROCHA, O.; WISNIEWSKI, M. J. S. (2009). “*Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil*”. Aquaculture Research 40, pp.1-9.

SHANNON, C. E. (1948). “*A mathematical theory of communication*”. Boll. System Technical Journal 27, pp. 379-423.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H., BARROS, A.F.; BRAGA, F.M. (1999). “*Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond*”. Acta Scientiarum: Biological Sciences 25(1), pp.101-106.

TOLEDO Jr., A.P; TALARICO, M; CHINEZ, S.J; AGUDO, E.G.(1983). “*A aplicação de modelos simplificados para avaliação do processo de eutroficação em lagos e reservatórios tropicais*”. In Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú. ABES, p. 34.

TUCCI, A. (2002). “*Sucessão da comunidade fitoplânctônica de um reservatório urbano e eutrófico*”. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da UNESP. São Paulo, SP, Brasil, 2002.

TUNDISI, J. G. (2003). “*Água no século XXI: enfrentando a escassez*”. RiMa, IIE, São Carlos, 248p.

TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI, T. (2008). “*Represas Artificiais*”. in Limnologia. Org. por TUNDISI, J. G; MATSUMURA-TUNDISI, T. Oficina de Textos, São Paulo, 631p.

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

VIEIRA, V. P. P. B. (2002). “*Sustentabilidade do semiárido brasileiro: desafios e perspectivas*”. RBRH 7(4), pp.105-112.

VOLLENWEIDER, R. A. (1981). “*Eutrophication: a global problem*”. Water Qual. Bull., 6 (3), pp. 59-62.

WETZEL, R. G. (2001). “*Limnology. Lake and Rivers Ecosystems*”. 3th Edition. Elsevir, p. 985.

WÜEST, A.; LORKE, A. (2003). “*Small-scale hydrodynamics in lakes*”. Annual Review of Fluid Mechanics 35, p. 373-412.