

AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL CAUSADO POR EFLUENTES DE VIVEIROS DA ESTAÇÃO DE PISCICULTURA DE ALTA FLORESTA – MATO GROSSO¹

JOSÉ JULIO DE TOLEDO²; JOSÉ GERLEY DÍAZ CASTRO³; KÁTIA FERREIRA
SANTOS⁴; RENATO APARECIDO DE FARIAS⁵; SANDRA HACON⁶ E WAGNER
SMERMANN⁷

RESUMO - A adição de fertilizantes nos viveiros e o uso de rações aumentam os nutrientes dissolvidos na água, que quando liberados nos copos d'água adjacentes, causam mudanças na dinâmica desses ecossistemas. Devido à carência de informações sobre essas alterações, realizou-se um estudo na Estação de Piscicultura de Alta Floresta (S 09°52'56" e W 056°05'38") no período de 08/05 a 27/06/2002, para determinar as modificações causadas pelos efluentes dos viveiros sobre o corpo d'água receptor. Os locais de coleta foram: reservatório da Estação (RE); em quatro efluentes (V1-2, V3, V4 e V5); e no corpo d'água receptor a montante (CRA) e a jusante (CRD) da descarga dos efluentes. Foram monitorados semanalmente os seguintes parâmetros físico-químicos da água: pH; temperatura; oxigênio dissolvido; condutividade elétrica; turbidez; e transparência. Amostras quinzenais de fitoplâncton e zooplâncton, foram coletadas filtrando-se 20 L de água em rede de nylon (45µm) e fixando com Transeau e formol (4 %), respectivamente. Houve diferença significativa entre as águas dos efluentes e as do reservatório ($P < 0,05$) considerando as variáveis: pH, condutividade elétrica, turbidez e transparência. Contudo, não ocorreram alterações significativas no corpo d'água receptor ($p > 0,05$). Os resultados do fitoplâncton não apresentaram diferenças na diversidade entre locais ($p > 0,05$), porém, a presença de Cyanophyceae apenas nos efluentes pode ser um indicador instabilidade ambiental nos viveiros. A presença de *Trichodina* nas amostras de zooplâncton de um efluente (V4), pode ser um indicador de impacto ambiental, tendo em vista a possibilidade de infestações em peixes selvagens caso esse parasita seja liberado em grandes quantidades. Concluiu-se que no sistema de produção vigente, os fatores abióticos e bióticos analisados, não apresentaram alterações que indiquem impacto ambiental no corpo d'água receptor durante o período de estudo, havendo a necessidade de pesquisas mais detalhadas.

Termos para Indexação: Piscicultura, Efluentes, Impacto Ambiental, Parâmetros Físico-Químicos da água, Fitoplâncton, Zooplâncton.

¹ Suporte financeiro parcial da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) - processo nº 3.5.2.292/06-2000-E.

² Graduado em Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT). Correspondência: Rua E 2, nº 213, CEP: 78.580 – 000, Alta Floresta – MT. E-mail: jjtoledobr@yahoo.com.br

³ Prof. Dr. Em Ecologia, UNEMAT, Alta Floresta.

⁴ Graduada em Ciências Biológicas, UNEMAT, Alta Floresta.

⁵ Doutorando em Piscicultura, Prof. Programa de Ciências Agro-Ambientais, UNEMAT, Alta Floresta.

⁶ Dra. Pesquisadora da FIOCRUZ – RJ.

⁷ Biólogo – UNEMAT – Alta Floresta.

EVALUATION OF THE ENVIRONMENTAL IMPACT CAUSED FOR EFFLUENTS OF FISH PONDS OF THE ALTA FLORESTA FISHFARMING STATION – MATO GROSSO STATE

ABSTRACT – The addition of fertilizers in to fish ponds and use of ration increase the level of dissolved nutrients in the water, which can cause an ecosystem disturbance when it is discharged into a body of water. Due to the lack of studies on this subject, the work aimed to evaluate the alterations provoked by the discharge of effluents of fish ponds of the Alta Floresta Fishfarming Station (09°52'56" S e 056°05'38" W) on receiver body of water, from May 08th June 27th 2002. The sampling points were: reservoir of the Estation (RE); four effluents (V1-2, V3, V4 and V5); body of water receiver up treams (CRA) and down streams (CRD) of the discharge of effluents. There were analysed weekly six water physic-chemical parameters: pH, water temperature, dissolved oxygen, electrical conductivity, turbidity and Secch transparency. Every fifteen days, samples of phytoplankton and zooplankton were collected the filtered 20 L of water with net of plankton (45 µm pore) were fixed immediately with *Transeau* solution and formalin (4 %), respectively. According to the results the it the pH, electrical conductivity, turbidity and transparency were significantly altered with water handling in fish ponds ($p < 0,05$). However, regarded no significant alterations in the body of water receiver ($p > 0,05$). Phytoplankton has showed no significant diversity difference between sampling points ($p > 0,05$). Nevertheless, the presence of Cyanophyceae only in the effluents, is a possible indicator of environmental disturbance in the fish ponds. Furthermore, *Thichodina* founded in the samples V4, is likely a risk of environmental impact, because it is a fish parasite. In conclusion is correct to affirm that the present production sistem no caused environmental impact to the abiotic and biotic parameters analysed during of period of study.

Index Terms: Fishfarming, Effluents, Evironmental Impact, Water Physic-Chemical Parameters, Phytoplankton, Zooplankton.

INTRODUÇÃO

A piscicultura vem sendo enfocada e tratada por alguns setores governamentais e não governamentais, como uma atividade impactante ao meio ambiente (Albanez & Albanez, 2000), sendo até alvo de críticas infundadas, como em uma publicação da *Sierra Club Magazine* (*Why Vote?*, p.40), afirmando que uma fazenda de salmão produz mais esgoto que 1.5 milhões de pessoas (Hardy, 2000).

Segundo Pillay (1992) citado por Matos et al. (2000), os principais impactos ambientais causados pela aqüicultura (englobando a piscicultura) são os conflitos com o uso dos corpos d'água, a sedimentação e obstrução dos fluxos de água, a hipernutrição e eutrofização, a descarga dos efluentes de viveiros e a poluição por resíduos químicos empregados nas diferentes fases do cultivo. Pois, conforme Sipaúba-Tavares et al. (1999a), o cultivo de peixes enriquece com material orgânico e inorgânico a coluna de água, através da eliminação de fezes e excreção, alimento não ingerido, descamação, mucos, vitaminas e

agentes terapêuticos que podem também ter implicação e possíveis efeitos sobre a qualidade da água. Por conta disso, são freqüentes os problemas em viveiros de peixes, com aumento na produção bacteriana, elevando a demanda de oxigênio dissolvido durante os processos de decomposição. Um agravante ambiental ligado a esse problema ocorre no chamado *modelo de produção tradicional* (Albarez & Albarez, 2000), onde a solução para melhorar a qualidade da água, consiste em aumentar o fluxo de água em grandes quantidades (Sipaúba-Tavares et al., 1999a), reduzindo o tempo de residência e conseqüentemente liberando rapidamente matéria orgânica, sais inorgânicos, nutrientes, plâncton, entre outros componentes dos viveiros, que possam estar prejudicando a qualidade da água no determinado momento.

Uma boa solução para mitigar o impacto da piscicultura seria o rígido controle da renovação de água, com suprimento para cobrir apenas as perdas por evaporação e percolação (Boll et al., 2000a; Tamassia, 2000). Contudo, outras práticas também seriam relevantes, como o uso de tanques de decantação para os efluentes, rações de alta digestibilidade, e a utilização do policultivo. Pois Boll et al. (2000b), constataram que nesse sistema (policultivo) há um menor acúmulo de matéria orgânica no sedimento que em monocultivo com uso de ração. Entretanto, na despesca final, na maioria dos casos ocorre o revolvimento do sedimento e a liberação de maior volume de água, gerando impacto ambiental (Matos et al., 2000). Na Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso, e em outras pisciculturas da região, esse problema é comum, não somente na despesca final, como também em função do manejo para estipulação da biomassa, captura de matrizes e despesca parcial de alevinos (obs. pessoal).

Existe a necessidade de estudos que forneçam suporte científico, para a implantação e manejo sustentável da piscicultura, mitigando os impactos ao meio ambiente. Os piscicultores vêm questionando a descrição de parâmetros, que sejam condizentes com as características da piscicultura brasileira, para determinação da amplitude dos impactos (Albarez & Albarez, 2000). Contudo, no Brasil existem várias bacias hidrográficas com características diferentes. Na região de Alta Floresta (Bacia Amazônica), não existem informações que forneçam o suporte para um desenvolvimento mais sustentável, com parâmetros físicos, químicos e biológicos que possam fundamentar práticas de manejo menos impactantes. Portanto, pesquisas como esta são de grande importância para o desenvolvimento ecologicamente correto da piscicultura regional.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o impacto ambiental causado por efluentes de viveiros da Estação de Piscicultura de Alta Floresta sobre o corpo d'água receptor, contemplando alguns parâmetros físico-químicos da água, fitoplâncton e zooplâncton.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Estação de Piscicultura de Alta Floresta fica adjacente à área urbana do município (09°52'56" S e 056°05'38" W) a 290 m de altitude (Figura 1).

Na região ocorre o clima tropical quente úmido, com temperaturas médias elevadas durante o ano (23 °C a 26 °C), e máximas diárias entre 34 °C e 37 °C (Brasil, 1980). A pluviosidade é alta, chovendo entre 1979 a 2001 uma média de 2.164 mm.ano⁻¹. Existem duas estações climáticas definidas, inverno seco com período de três meses (maio a julho) e verão chuvoso.

As feições geomorfológicas marcantes são o Planalto dos Apiacás e a Depressão Interplanáltica da Amazônia Meridional, com vegetação do tipo Savana/Floresta. Os solos predominantes são o podzólico amarelo e vermelho-amarelo, e em menor quantidade os latossolos e hidromórfos (Brasil, 1980).

A Estação de piscicultura possui um reservatório com 2.020 m² e profundidade média de 2 m, que abastece por gravidade os viveiros: nº 1 (851 m²); nº 2 (600 m²); nº 3 (1.200 m²); nº 4 e nº 5 (1.000 m² cada). A declividade desses viveiros é de 2 % e a média de profundidade de 1,5 m (Toledo & Castro, 2001). A descarga dos efluentes dos viveiros é feita no corpo d'água adjacente (Ribeirão Alta Floresta), que se encontra protegido por mata ripária no local, na maior parte do ano sobre terreno encharcado. O Ribeirão sofre perturbações com o represamento e entrada constante de sedimentos, trazidos pelas enxurradas das chuvas que correm em uma estrada que o atravessa a montante. Para a água dos efluentes dos viveiros alcançarem o corpo d'água receptor, ela passa pela mata encharcada por uma extensão que varia de 40 m a 70 m.

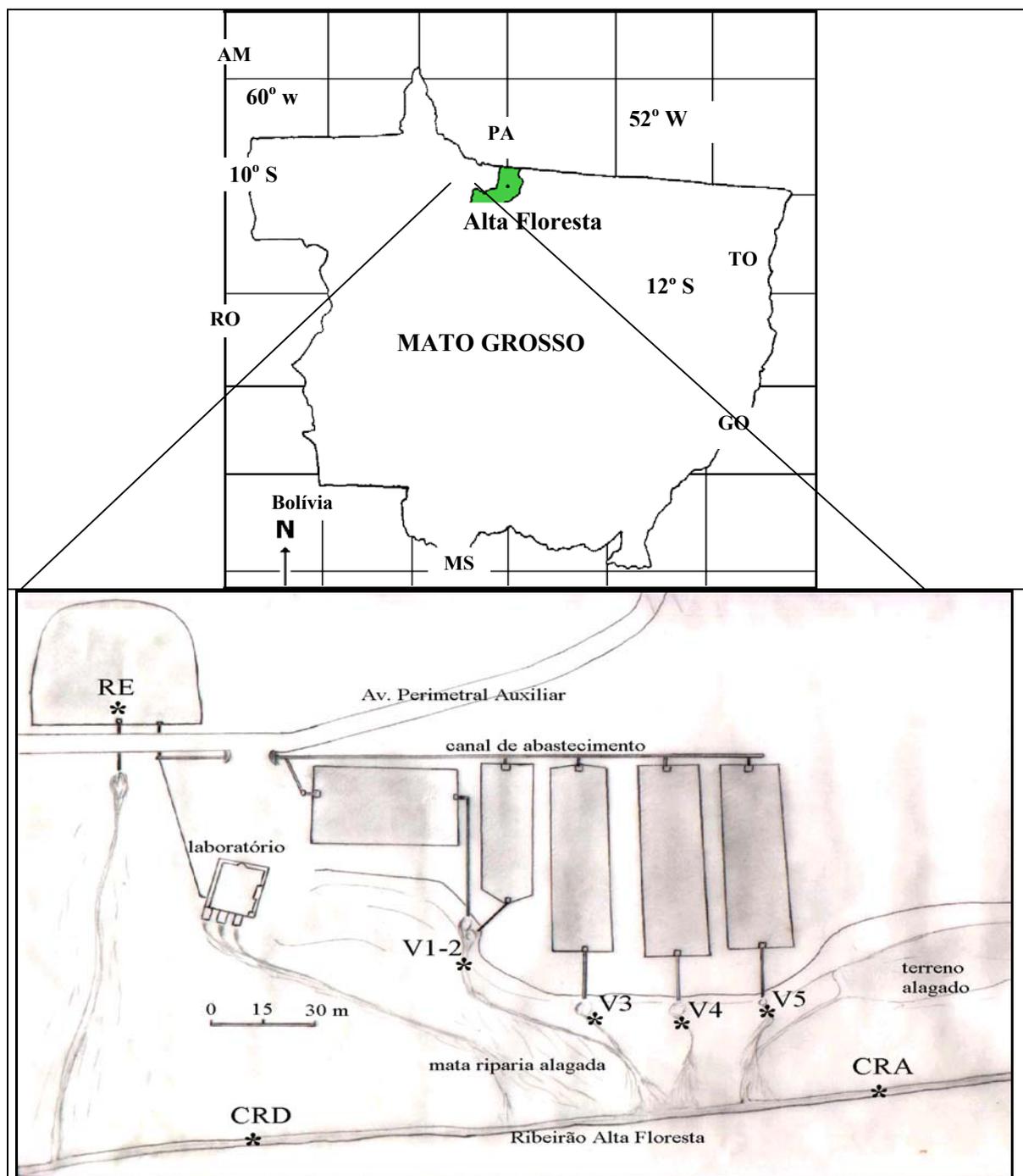


FIGURA 1. Área de estudo e locais de coleta (*) na Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso.

Metodologia

Durante o período de estudo (08/05/2002 a 27/06/2002, início da estiagem) os viveiros nº 1 e nº 3 foram utilizados para estocagem de matrizes. O viveiro nº 1 teve a

densidade de estocagem de 966 g.m², na proporção de 80,24 % de tambaqui (*Colossoma macropomum*), 7,42 % de pacu (*Piaractus mesopotamicus*), 2,92 % de matrinhã (*Brycon* sp.), 4,86 % de curimba (*Prochilodus lineatus*) e 3,64 % de pintado (*Pseudoplatystoma* sp.). O viveiro nº 3 teve a densidade de apenas 53 g.m², com 62,5 % de tambaqui e 37,5 % de pintado. Já os viveiros nº 2 e nº 4, foram empregados na alevinagem de tambaqui e tambacu, na densidade de 766 g.m², e o viveiro nº 5 foi utilizado para engorda de tambaqui já com 1 ano de idade (1,05 kg.m²).

Nos viveiros nº 1 e nº 3 os peixes foram alimentados três vezes por semana, com ração extrusada (23 % PB), na proporção de 1,52 % do peso da biomassa total. Nos viveiros nº 2 e nº 4 o arraçoamento teve mesma frequência, duas vezes ao dia, com ração extrusada para alevinos (30 % PB), na razão de 2,17 % da biomassa. Já no viveiro nº 5 os peixes foram alimentados diariamente, duas vezes ao dia, com ração extrusada (23 % PB), na proporção de 2 % da biomassa.

A preparação dos viveiros foi realizada aplicando-se 100 g.m² de calcário (CaCO₃) e 30 g.m² de cal virgem (CaO), fertilizando-se com 625 g.m² de esterco bovino, 8 g.m² de superfosfato simples e sulfato de amônia. Para manutenção, a cada 10 dias foram aplicados 3 % do valor total de CaCO₃ (3 g.m²), 8% de esterco bovino (50 g.m²) e 12,5 % de superfosfato simples e sulfato de amônia (1 g.m²).

Foram delimitados pontos de coleta no reservatório que abastece a Estação (RE), na confluência dos efluentes dos viveiros nº 1 e nº 2 (V1-2), nos efluentes dos viveiros nº 3 (V3), nº 4 (V4), e nº 5 (V5). Já no corpo d'água receptor, amostrou-se em um ponto antes (CRA) e outro depois (CRD) da descarga dos efluentes dos viveiros da Estação, visando obter informações sobre possíveis alterações geradas pela entrada de efluentes dos viveiros no sistema aquático.

Semanalmente, entre as 8:00 horas e 10:00 horas, foram medidas as variáveis físico-químicas da água em todos os pontos de coleta. O pH foi aferido com potenciômetro portátil (pHTestr BNC, OAKLON). A temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), determinados com oxímetro YSI-55. A condutividade elétrica (µS.cm⁻¹), foi obtida com uso de condutímetro portátil Corning CD-55. A transparência (m) calculada com Disco de Secchi (30 cm de diâmetro), e a turbidez (UNT) determinada com Turbidímetro portátil *Aqualytic*. Para comparação dos valores entre locais, aplicou-se o teste não paramétrico de *Kruskal Wallis* (H) ao nível de significância de 0,05.

As amostras de fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas quinzenalmente ($n = 4$) em todos os locais, utilizando-se um balde graduado (López & Sampaio, 1999), filtrando-se 20 L de água (López et al., 1995) em uma rede cônica de nylon com malha de 45 μm (Moro et al., 1998). Imediatamente o material filtrado foi acondicionado em frascos de vidro. As amostras de fitoplâncton foram fixadas com solução de *Transeau* (1:1), conforme Bicudo & Bicudo (1970), e o zooplâncton com formol a 4 % (Tundisi et al., 1979; Coelho et al., 1998; López & Sampaio, 1999; Landa & Mourgués-Schurter, 1999).

O fitoplâncton foi classificado ao nível de gênero, de acordo com Bicudo & Bicudo (1970), Bourrelly (1972), Parra et al. (1983), Parra & Bicudo (1995), Silva (1999), Nogueira & Leandro-Rodrigues (1999) e Keppeler et al. (1999a, b). O zooplâncton foi classificado em grandes grupos, embasando-se em Edmundson (1959) e Rocha & Matsumara-Tundisi (1976). As amostras foram classificadas e quantificadas em microscópio óptico Leica WD, com aumento de 100 e 400 vezes para fitoplâncton (Nogueira & Leandro-Rodrigues, 1999) e 40 e 100 vezes para zooplâncton. A contagem para ambos os grupos (fitoplâncton e zooplâncton) foi realizada a partir de campos distribuídos aleatoriamente, sendo sorteadas abscissas e ordenadas a cada novo campo. Fez-se a estipulação da densidade em ind.L^{-1} para então transformar os dados em percentagem de abundância. Para análise da diversidade de gêneros do fitoplâncton aplicou-se o teste não paramétrico de *Friedman* (Fr) ao nível de significância de 0,05, considerando a média dos valores das distâncias por locais (Sipaúba-Tavares et al., 1999b).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Parâmetros físico-químicos

Os resultados dos parâmetros físico-químicos da água estão dispostos na Tabela 1. Houve diferença significativa entre os locais de coleta para todos os parâmetros físico-químicos analisados, $H_{(0,05, 6)}; p < 0,05$. O pH mais baixo ocorreu em RE ($5,77 \pm 4,88$), sendo similar apenas ao efluente V1-2 ($6,33 \pm 0,12$). O pH em CRA ($6,51 \pm 8,99$) e CRD ($6,61 \pm 8,99$) foram significativamente mais altos que de RE ($p < 0,05$). Contudo, foram similares ao pH de V1-2, V4 ($6,79 \pm 0,13$) e V5 ($6,66 \pm 0,14$) ($p > 0,05$), diferenciando-se significativamente apenas de V3 que apresentou pH mais elevado ($6,86 \pm 0,20$) ($p < 0,05$). Dessa forma, não se verificou

influência dos efluentes dos viveiros sobre os valores de pH no corpo d'água receptor, não havendo diferença significativa entre os locais CRA e CRD. Entretanto, ficou evidente que a calagem e adubação da água nos viveiros foi a causa do aumento nos valores de pH nos efluentes.

As temperaturas mais baixas foram constatadas em CRA ($25,01 \pm 1,07$ °C) e CRD ($25,00 \pm 1,27$ °C), porém com valores bem próximos registrados em V1-2 ($26,01 \pm 1,27$ °C) e V4 ($26,81 \pm 1,71$ °C). A água do corpo receptor é corrente e o leito coberto por vegetação, o que contribui para as menores temperaturas.

Em RE, a temperatura foi similar à dos efluentes dos viveiros ($p > 0,05$), não se verificando alterações causada pelo manejo nos viveiros. Também não se constatou influência da água dos efluentes dos viveiros sobre o corpo d'água receptor, tendo em vista que não ocorreu diferença significativa entre CRA e CRD ($p > 0,05$). De acordo com Arana (1997), em viveiros a alta turbidez provoca um rápido aquecimento da camada superficial em dias ensolarados e com pouco vento. A descarga de efluentes com temperaturas mais elevadas diretamente no corpo d'água receptor pode conduzir a alterações na dinâmica do ambiente, pois a temperatura é um dos principais fatores limitantes numa grande variedade de processos biológicos. É provável, que a água dos efluentes sofra modificações no trecho de mata em terreno encharcado antes de alcançar o corpo receptor, possivelmente perdendo calor.

O O_2D teve uma distribuição de valores bimodal, registrando-se teores mais baixos em RE ($3,29 \pm 0,42$ mg.L⁻¹), V1-2 ($2,87 \pm 0,62$ mg.L⁻¹), V4 ($3,44 \pm 0,88$ mg.L⁻¹) e V5 ($3,54 \pm 0,86$ mg.L⁻¹) e concentrações significativamente mais elevadas em V3 ($4,74 \pm 0,35$ mg.L⁻¹), CRA ($5,02 \pm 0,26$ mg.L⁻¹) e CRD ($4,88 \pm 0,46$ mg.L⁻¹) ($p < 0,05$). O excesso de matéria orgânica pode causar grande produção bacteriana, conduzindo ao consumo de O_2D (Sipaúba-Tavares et al., 1999a) e à produção de fitoplâncton, que também influencia a dinâmica desse gás na água dos viveiros.

As concentrações em CRA e CRD são mais elevadas que a dos efluentes (exceto V3) e RE, o que se deve certamente à turbulência da água corrente no corpo d'água receptor. Porém não há indícios de alterações nos teores de O_2D após a descarga dos efluentes ($p > 0,05$).

Os valores mais elevados de condutividade elétrica foram registrados em V1-2, V3 e V4 ($75,14 \pm 28,03$ $\mu S.cm^{-1}$, $62,29 \pm 3,09$ $\mu S.cm^{-1}$ e $63,71 \pm 3,77$ $\mu S.cm^{-1}$, respectivamente), e os mais baixos em RE, V5, CRA e CRD ($42,71 \pm 0,95$ $\mu S.cm^{-1}$, $44,57 \pm 2,82$ $\mu S.cm^{-1}$, $39,86 \pm 2,54$

$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $42,71\pm 4,11 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente). A condutividade mais elevada nos três efluentes pode estar relacionada à utilização de ração (Sipaúba-Tavares, 1995) e à adição de fertilizantes nos viveiros. Ao passo que em V5, a maior renovação de água (não quantificada) pode ser a causa dos menores valores, pois o curto tempo de residência acarreta a um decréscimo na concentração de íons no ambiente (Sipaúba-Tavares et al., 1999a). Contudo, não se verificou alteração causada pela descarga dos efluentes em CRD, apresentando valores similares a CRA ($p>0,05$). Talvez, durante o trajeto da água dos efluentes até o corpo d'água receptor, haja retenção do excesso de matéria orgânica dissolvida, impedindo que os valores de condutividade da água em CRD sejam elevados.

TABELA 1. Média dos parâmetros físico-químicos medidos no reservatório que abastece os viveiros (RE), nos efluentes (V1-2, V3, V4 e V5), e no corpo d'água receptor antes (CRA) e depois (CRD) da descarga dos efluentes, durante o período de 08/05/2002 a 27/06/2002 ($n = 7$), na Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso*.

Locais	pH	Temp. (°C)	O ₂ D (mg.L ⁻¹)	Cond. El. ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Turb. (UNT)	Transp. (m)
RE	5,77±4,88 ^a	27,17±0,90 ^{bc}	3,29±0,42 ^a	42,71±0,95 ^a	1,37±0,61 ^a	1,76±0,17 ^d
V1-2	6,33±0,12 ^{ab}	26,01±1,27 ^{ab}	2,87±0,62 ^a	75,14±28,03 ^b	20,91±10,44 ^b	0,63±0,20 ^a
V3	6,86±0,20 ^e	27,64±1,38 ^{bc}	4,74±0,35 ^b	62,29±3,09 ^b	12,61±4,06 ^b	0,79±0,19 ^{ab}
V4	6,79±0,13 ^{de}	26,81±1,71 ^{a c}	3,44±0,88 ^a	63,71±3,77 ^b	17,66±9,52 ^b	0,50±0,25 ^a
V5	6,66±0,14 ^{c e}	27,70±1,43 ^c	3,54±0,86 ^a	44,57±2,82 ^a	14,12±8,16 ^b	0,95±0,11 ^{bc}
CRA	6,51±8,99 ^{bc}	25,01±1,07 ^a	5,02±0,26 ^b	39,86±2,54 ^a	23,54±17,91 ^b	1,17±0,36 ^{bcd}
CRD	6,61±8,99 ^{cd}	25,00±1,27 ^a	4,88±0,46 ^b	42,71±4,11 ^a	20,41±9,15 ^b	1,27±0,36 ^{cd}
H	38,7012**	22,3941**	36,0968**	31,4839**	23,2784**	34,6485**

*Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem significativamente pelo teste de *Kruskal Wallis* ao nível de significância de 0,05.

** : Valor de H significativo ao nível de 0,05.

Os menores valores de turbidez foram registrados em RE (1,37±0,61 UNT), sendo considerados baixos. Ao passo que, os efluentes e o corpo d'água receptor são semi-turbidos, entre 10 UNT e 50 UNT (Bruton, 1985 *apud* Ramírez & Bicudo, 2002). A maior transparência também ocorreu em RE (1,76±0,17 m), embora não tenha havido diferença significativa de CRA (1,17±0,36 m) e CRD (1,27±0,36 m) ($p>0,05$). A menor transparência, e turbidez média da água dos efluentes podem estar relacionadas ao fitoplâncton (Sipaúba

Tavares, 1995). Boll et al. (2000a, b), constataram valores acima de 100 UNT em sistema de consórcio suíno/peixe e ração formulada, sendo considerado um fator impactante da piscicultura.

Os valores de turbidez em CRA ($23,54 \pm 17,91$ UNT) e CRD ($20,41 \pm 9,15$ UNT), ligeiramente mais altos que dos efluentes, podem estar sendo influenciados pela entrada de sedimentos carregados pelas chuvas (Carvalho et al., 2000), devido à entrada de enxurradas que correm pela estrada que atravessa o córrego a montante. No entanto, não houve diferença significativa entre CRA e CRD para os dois parâmetros.

Fitoplâncton

A Figura 2 representa a percentagem de abundância dos principais grupos do fitoplâncton. Zygnemaphyceae foi o grupo mais representativo em RE (79,17 %), V4 (68,75 %), V5 (38,89 %), CRA (66,67 %) e CRD (46,15 %). Já em V3 o grupo predominante foi Chlorophyceae (42,19 %). Sipaúba-Tavares et al. (1999b), verificaram que Chlorophyta foi dominante num viveiro (70 % a 93 %) com aeração artificial. Em reservatórios eutróficos a dominância desse grupo também é bastante comum (Silva, 1999; Nogueira & Leandro-Rodrigues, 1999).

Não se verificou a presença de Cyanophyceae em RE, CRA e CRD, porém, esse grupo esteve presente em todos os efluentes dos viveiros, sendo dominante em V1-2 (35,24%). Segundo Sipaúba-Tavares et al. (1999b), as Cyanophyta são características de ecossistemas eutróficos com altas temperaturas e elevados teores de nitrato, tendo capacidade de se adaptarem rapidamente a mudanças ocorridas no ambiente. Existem espécies desse grupo (gênero *Microcystis*), que podem produzir biotoxinas (De Mott et al., 1991), podendo tornar-se prejudicial para outros organismos aquáticos em reservatórios e viveiros de piscicultura. Assim, a presença de Cyanophyceae somente nos efluentes dos viveiros, indica condições propícias para a proliferação desse grupo nos viveiros (instabilidade ambiental), e muito embora não se tenha encontrado o gênero *Microcystis*, a possibilidade de sua ocorrência torna-se maior, aumentando o risco da descarga de Cyanophyceae produtoras de toxinas para o corpo d'água receptor.

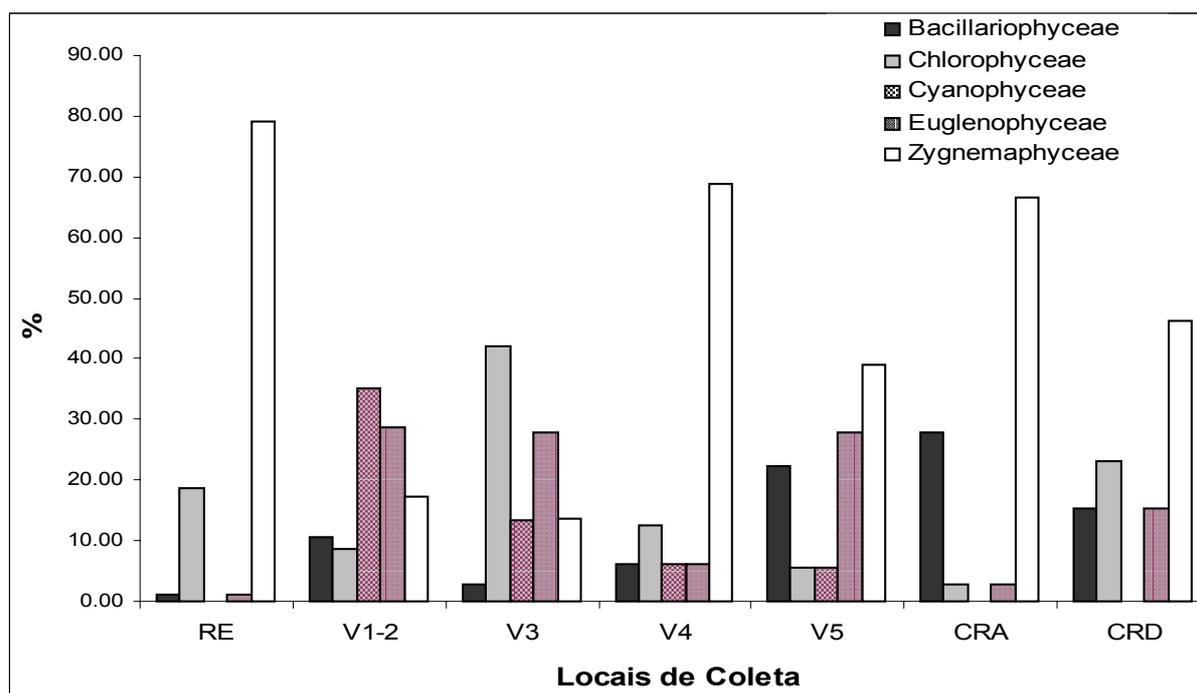


FIGURA 2. Percentagem de abundância dos principais grupos do fitoplâncton presentes nas amostras (n = 4) coletadas no reservatório que abastece os viveiros (RE), nos efluentes (V1-2, V3, V4 e V5), e no corpo d'água receptor antes (CRA) e depois (CRD) da descarga dos efluentes, durante o período de 08/05/2002 a 22/06/2002, na Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso.

Na Tabela 2 está expressa a percentagem de abundância dos gêneros do fitoplâncton. Em RE ocorreu a predominância dos gêneros *Spirogyra* (19,79 %), *Staurastrum* (18,75 %), *Zygnema* (15,63 %), *Euastrum* (12,50 %) e *Desmidium* (10,42 %) (todos Zygnemaphyceae). As Chlorophyceae foram mais bem representadas por *Tetraedrom* (14,58 %). Alguns desses gêneros são encontrados em reservatórios eutróficos (Silva, 1999) e lagos de água branca na Amazônia (Keppeler et al., 1999b).

Em V1-2, *Euglena* (Euglenophyceae) foi dominante (21,90 %), seguida das Cyanophyceae *Gomphosphaeria* (18,10 %) e *Aulosira* (13,33 %). Em V3, *Pediatrum* (Chlorophyceae) compôs 30,94 % das amostras e *Euglena* 25 %. *Spirotaenia* e *Staurastrum* (Zygnemaphyceae) foram dominantes em V4 (50 % e 33,33 %, respectivamente). Já em V5, *Euglena* (27,78 %) e *Navicula* (16,67 %, Bacillariophyceae) foram predominantes. A existência de taxas dominantes, encontradas tanto em ambientes eutróficos como oligotróficos

(*Staurastrum*, *Euglena* e *Navicula*), não permite definir com certeza as alterações ambientais somente através da ficoflórula (Moro et al., 1998).

Em CRA e CRD, os gêneros mais representativos foram *Closterium* (Zygnemaphyceae), com 33,33 % e 23,08 %, respectivamente, seguidos por *Surirella* (27,78 %, Bacillariophyceae) em CRA, *Phacus* (Euglenophyceae) e *Pediastrum* em CRD (ambos 15,38 %).

Não se verificou diferença significativa entre o número de gêneros para os locais de coleta, $F_{(0,05, 6)} = 2,8857$; $p = 0,8230$ (Tabela 3). Contudo, pode-se notar a ocorrência de alguns gêneros dominantes apenas em determinados locais, como *Closterium*, aparecendo apenas em CRA e CRD. A ocorrência desse taxa apenas no corpo d'água receptor, pode ser um indicador da ficoflórula diferenciada nesse ambiente em relação aos demais locais. Contudo, a existência de um ambiente lântico a montante, criado pelo aterro da estrada que atravessa o corpo d'água receptor, pode estar produzindo algas que venham a ser arrastadas pela corrente. Segundo Round (1983), não existe uma comunidade flutuante de algas com crescimento ativo em rios e regatos. Entretanto, esta comunidade fitoplanctônica ocorre nesses ambientes lóticos originários de águas paradas, que na maioria dos casos não passam de uma coleção heterogênea de espécies lânticas, que se mantém por um espaço de tempo variável na água corrente (Potamoplâncton). No entanto, o taxa *Closterium* não foi encontrado por Silva (1999) e Nogueira & Leandro-Rodrigues (1999) em reservatórios eutróficos, nem em viveiro por Sipaúba-Tavares et al. (1999b), merecendo, portanto, atenção nos estudos futuros acerca de impactos ambientais na ficoflórula da região.

Zooplâncton

A Figura 3 mostra a percentagem de abundância dos principais grupos do zooplâncton. Rotifera foi o grupo dominante em RE (100 %), V1-2 (50 %), V3 (89,15 %), V4 (67,57 %), CRA (99,79 %) e CRD (99,95 %). Segundo Roche (1995) citado por Coelho et al. (1998), os Rotifera são bem adaptados aos ambientes eutróficos e hipereutróficos, resistindo a substâncias tóxicas, bem como biocidas segregados por cianobactérias. López & Sampaio (1999), constataram que os Rotifera foram resistentes ao metil-parathion (Folidol) na proporção de 1 ppm, ao passo que Cladocera, Copepoda e Protozoa sofreram uma queda brusca na densidade poucos dias após a aplicação do produto em viveiros de larvicultura.

TABELA 2. Percentagem de abundância dos gêneros do fitoplâncton presentes nas amostras (n = 4) coletadas no reservatório que abastece os viveiros (RE), nos efluentes (V1-2, V3, V4 e V5), e no corpo d'água receptor antes (CRA) e depois (CRD) da descarga dos efluentes, durante o período de 08/05/2002 a 22/06/2002, na Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso.

Grupos	RE	V1-2	V3	V4	V5	CRA	CRD
Bacillariophyceae							
<i>Navicula</i>	1,042	7,619	*	6,250	16,667	*	7,692
<i>Pinnularia</i>	*	0,952	*	*	*	*	*
<i>Surirella</i>	*	*	2,812	*	*	27,778	7,692
<i>Synedra</i>	*	*	*	*	5,556	*	*
<i>Tabellaria</i>	*	1,905	*	*	*	*	*
Chlorophyceae							
<i>Ankistrodesmus</i>	*	*	11,250	* *		*	*
<i>Elakatothrix</i>	2,083	*	*	*	*	*	7,692
<i>Kirchneriella</i>	*	*	*	*	5,556	*	*
<i>Pediastrum</i>	*	*	30,937	6,250	*	2,778	15,385
<i>Raphidonema</i>	*	0,952	*	*	*	*	*
<i>Scenedesmus</i>	2,083	7,619	*	6,250	*	*	*
<i>Tetraedrom</i>	14,583	*	*	*	*	*	*
Cyanophyceae							
<i>Aulosira</i>	*	13,333	5,312	*	*	*	*
<i>Gomphosphaeria</i>	*	18,095	8,125	*	5,556	*	*
<i>Microcoleus</i>	*	2,857	*	*	*	*	*
<i>Raphidiopsis</i>	*	0,952	*	*	*	*	*
<i>Spirulina</i>	*	*	*	6,250	*	*	*
Euglenophyceae							
<i>Euglena</i>	1,042	21,905	25,000	*	27,778	2,778	*
<i>Phacus</i>	*	6,667	2,812	6,250	*	*	15,385
Zygnemaphyceae							
<i>Closterium</i>	*	*	*	*	*	33,333	23,077
<i>Cosmarium</i>	*	*	2,812	*	*	2,778	7,692
<i>Desmidium</i>	10,417	*	*	*	5,556	2,778	*
<i>Euastrum</i>	12,500	*	2,812	*	*	*	7,692
<i>Gonatozygon</i>	*	12,381	*	12,500	*	8,333	*
<i>Hyalotheca</i>	2,083	*	*	*	*	*	*
<i>Micrasterias</i>	*	*	*	*	*	*	7,692
<i>Spirogyra</i>	19,792	0,952	*	*	*	*	*
<i>Spirotaenia</i>	*	*	5,625	50,000	*	*	*
<i>Staurastrum</i>	18,750	*	2,500	6,250	33,333	8,333	*
<i>Zygnema</i>	15,625	3,810	*	*	*	11,111	*

*: gênero ausente nas amostras.

TABELA 3. Resultados do teste de *Friedman*, comparando a diversidade de gêneros de fitoplâncton nas amostras (n = 4) coletadas no reservatório que abastece os viveiros (RE), nos efluentes (V1-2, V3, V4 e V5), e no corpo d'água receptor antes (CRA) e depois (CRD) da descarga dos efluentes, durante o período de 08/05/2002 a 22/06/2002, na Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso.

	RE	V1-2	V3	V4	V5	CRA	CRD
R_i	123	136	120	112	115	113	121
X^2_r	2,8857						

R_i : soma dos valores dos *Ranks* entre tratamentos, por categoria de gêneros do fitoplâncton.

X^2_r : valor encontrado para o teste de *Friedman*.

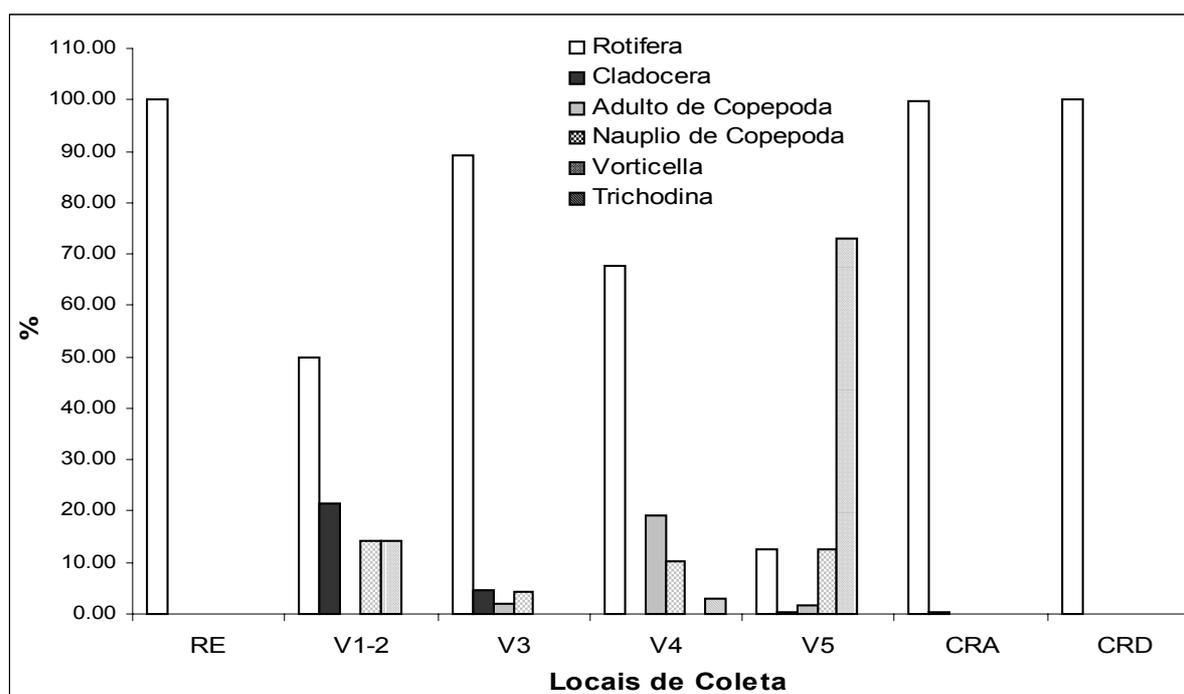


FIGURA 3. Percentagem de abundância dos principais grupos do zooplâncton presentes nas amostras (n = 4) coletadas no reservatório que abastece os viveiros (RE), nos efluentes (V1-2, V3, V4 e V5), e no corpo d'água receptor antes (CRA) e depois (CRD) da descarga dos efluentes, durante o período de 08/05/2002 a 22/06/2002, na Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso.

Dados apresentados por Lopez (1999), mostraram também que os Rotifera foram representativos (18,64 % e 42,6 %) na Baía Sinhá Mariana no Pantanal Mato-Grossense. Ambientes como RE, não demonstraram condições eutrofizadas, tendo em vista a alta transparência ($1,76 \pm 0,17$ m), baixa turbidez ($1,37 \pm 0,61$ UNT) e teores de O_2D razoáveis ($3,29 \pm 0,42$ mg.L⁻¹). Entretanto, pode-se sugerir que condições peculiares, como o pH baixo ($5,77 \pm 4,88$) e condutividade elétrica moderada ($42,71 \pm 0,95$ μ S.cm⁻¹), possam contribuir para a dominância de Rotifera durante o período de estudo. Outro fator que pode explicar a predominância desse grupo na maioria dos locais é a predação sobre Cladocera e Copepoda. Pois Melo (2001), confirmou que em viveiros de piscicultura na região, Cladocera é o grupo preferido como alimento pelos alevinos de tambaqui. Segundo Santeuo & Pinto-Coelho (2000), Copepoda e Cladocera são oferecidos como alimento para alevinos de trairão (*Hoplias lacerdae*) até os 60 dias após o nascimento.

A presença ou ausência de certos grupos do zooplâncton pode estar ligada também à sua distribuição na coluna d'água. As migrações verticais das populações podem influenciar na amostra. Ramos-Jiliberto & Zúñiga (2001), estudaram a distribuição vertical de *Daphnia ambigua* (Cladocera) em um lago eutrófico monomítico quente no Chile, e concluíram que a sua distribuição está interrelacionada com a pressão de peixes predadores, temperatura e O_2D . Isso provavelmente explica a ausência de Cladocera em RE, e pequena quantidade em CRA (0,2 %) e CRD (0,04 %).

O gênero *Vorticella* (Protozoa – Peritrichida), mesmo não se tratando de uma taxa zooplanctônica, foi contabilizado preso ao substrato flutuante em V1-2 (14,28 %), predominando nas amostras de V5 (73,09 %). Sua ocorrência pode estar ligada ao fato de ser um protozoário decompositor do esterco bovino utilizado nos viveiros (Fim, 1995). Já *Trichodina* (Protozoa – Peritrichida), registrado em V4 (3,02 %), é um ictioparasita, podendo causar graves infestações em peixes cultivados (Pavanelli et al., 1998). Torna-se um possível agente de impacto ambiental, caso seja liberado em grandes quantidades pelo efluente, aumentando a possibilidade de infestar populações de peixes nativos.

CONCLUSÕES

Houve diferenças entre o pH, condutividade elétrica, turbidez e transparência, ocorridas na água dos viveiros e o reservatório de água que os abastece. No entanto, as

variáveis físico-químicas da água analisadas, não apresentaram alterações significativas que possam indicar impacto ambiental, no sistema de cultivo empregado, sobre o corpo d'água receptor durante o período de estudo.

O fitoplâncton encontrado não indica impacto ambiental através da diversidade de gêneros. Porém, a presença de *Cyanophyceae* apenas nos efluentes dos viveiros pode ser um indicador de impacto ambiental, havendo a necessidade de estudos mais detalhados sobre a composição da ficoflórula, proporcionando comparações mais definitivas.

A presença de *Trichodina* nas amostras de zooplâncton do efluente pode ser também um indicador de impacto ambiental, tendo em vista a possibilidade de infestações em peixes nativos caso esse parasita seja liberado em grandes quantidades, o que pode estar ocorrendo em outros viveiros da região. Portanto, são necessário estudos aprofundados neste sentido.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPEMAT, pelo suporte com equipamento e aparelhos através do projeto “Avaliação da Exposição ao Mercúrio em Duas Áreas de Piscicultura na Região Garimpeira do Norte de Mato Grosso” (processo nº 3.5.2.292/06-2000-E). Ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica da Universidade do Estado de Mato Grosso (PIBIC/UNEMAT), pela concessão de bolsa de estudos ao primeiro autor durante a pesquisa. A Wagner Smerman, pelo auxílio nas coletas de campo, e a Lígia Ebúrneo e José Martins Fernandes pela ajuda durante o trabalho em laboratório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBANEZ, J.R.; ALBANEZ, A.C.M.P. **Legislação ambiental aplicada à piscicultura**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2000. 22p.

ARANA, L.V. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**: uma revisão para peixes e camarões. trad. COELHO, M.A. Florianópolis: UFSC, 1997. 166p.

BICUDO, C.E.M.; BICUDO, R.M.T. **Algas de águas continentais brasileiras**: chave ilustrada para identificação de gêneros. São Paulo: EDUSP/FUNDEC, 1970. 228p.

BOLL, M.G.; MATOS, A.C.; TESTOLIN, G.; FILIPINI, T.A.; PEREIRA, C.M. Estudo do impacto ambiental de dois níveis de aporte de dejetos de suínos em policultivos de peixes conduzidos experimentalmente na região oeste de Santa Catarina – Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUÍCULTURA, 11., 2000, Florianópolis, SC. **Anais...** Florianópolis: Simbraq, 2000. não paginado, CD – ROM. (a)

BOLL, M.G.; LARGURA, J.; PEREIRA, C.M. Estudo dos impactos ambientais de três sistemas de produção de tilápias conduzidos a nível experimental. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUÍCULTURA, 11., 2000, Florianópolis, SC. **Anais...** Florianópolis: Simbraq, 2000. não paginado, CD – ROM. (b)

BOURRELLY, P. **Les algues d'eau douce: Initiation a la systematique, 1: les algues vertes.** Paris: N. Boubée, v.1, 1972. 572p.

BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto **RADAMBRASIL Folha SC.21. Juruena.** Rio de Janeiro, 1980.

CARVALHO, A.R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físico químicos da água. **Química Nova**, v.23, n.5, 2000.

COELHO, R.M.P.; NUNES, C.M.S.; BARBEITOS, M.; MORAIS, C.A. ; GUERRA, S.T. O impacto da Refinaria Gabriel Passos na estruturação da comunidade zooplânctônica no reservatório de Ibitité, Betim, Minas Gerais. **Bios**, v.6, n.6, p.11-19, 1998.

DE MOTT, W.; ZHANG, Q.X.; CARMICHAEL, W. Effects of toxic cyanobacteria and purified toxins on the survival and feeding of a copepod and three species of *Daphnia*. **Limnology Oceanography**, v.36, n.7, p.1.346-1.357, 1991.

EDMONDSON, W.T. **Freshwater biology.** 2.ed. New York: John Wiley, 1959. 284p.

FIM, J.D.I. Sistema integrado de cultivo entre animais e peixes. In: VAL, A.L. e HONCZARYK, A. (Edts). **Criando peixes na Amazônia.** 19.ed., Manaus: INPA, 1995. Cap. 8, p.83-95.

HARDY, R.W. Fish feeds and nutrition – urban legends and fish nutrition. **Aquaculture Magazine**, v.26, n.6, 2000.

KEPPELER, E.C.; LOPES, M.R.M. ; LIMA, C.S. Ficoflórula do Lago Amapá em Rio Branco – Acre, I: Euglenophyceae. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.4, p.679-686, 1999. (a)

KEPPELER, E.C.; LOPES, M.R.M. ; LIMA, C.S. Ficoflórula do Lago Amapá em Rio Branco – Acre, II: Chlorophyta. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.4, p.687-691, 1999. (b)

LANDA, G.G.; MOURGUÉS-SCHURTER, L.R. Composição e abundância do zooplâncton em um sistema artificial raso (Represa Pomar) no campus da Universidade Federal de Lavras – Minas Gerais. **Bios**, v.7, n.7, p.21-31, 1999.

LOPEZ, A.A.E.T.M. **Condições limnológicas e composição zooplancônica da Baía Sinhá Mariana, Barão de Melgaço-Pantanal Mato-Grossense**. 1999. 98p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

LÓPEZ, C.M.; SAMPAIO, E.V. Influência do folícol na sucessão da comunidade zooplancônica em viveiros para larvicultura. **Bios**, v.7, n.7, p.13-20, 1999.

LÓPEZ, C.M.; VONO, V.; MAIA-BARBOSA, P.M. Avaliação da comunidade zooplancônica na região litorânea de dois lagos naturais no Médio Rio Doce. **Arquivos Brasileiros de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v.48, supl. 1, p.141-149, 1999.

MATOS, A.C.; BOLL, M.G. ; TESTOLIN, G. Qualidade da água de cultivo de peixes e a legislação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 11., 2000, Florianópolis, SC. **Anais...** Florianópolis: Simbraq, 2000. não paginado, CD – ROM.

MELO, M.B. **Dinâmica da comunidade zooplancônica em tanques de alevinagem na região de Alta Floresta, Mato Grosso**. 2001. 17p. Monografia conclusão de curso - Universidade do Estado de Mato Grosso, Alta Floresta.

MORO, R.S.; SANTI, V.; BUSCH, O.M.S.; FURSTENGERGER, C.B.; ROCHA, L.A. Impacto da poluição orgânica sobre a diatomoflórula do Rio Verde, Ponta Grossa, PR. **Ciência, Biologia e Saúde**, v.4, n.1, p.39-48, 1998.

NOGUEIRA, I.S.; LEANDRO-RODRIGUES, N.C. Algas planctônicas de um lago artificial do Jardim Botânico Chico Mendes, Goiânia, Goiás: Florística e algumas considerações ecológicas. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.3, p.377-395, 1999.

PARRA, O.O.; BICUDO, M.E.C. **Introducción a la biología y sistemática de las algas de aguas continentales**. Santiago: Andes, 1995. 268 p.

PARRA, O.O.; GONZALEZ, M.; DELAROSSA, V. Chlorophyceae, v.V; Zygnematales, part.II. In: **Manual taxonômico del fitoplancton de aguas continentales**. Concepción: Editorial Universidad de Concepción, 1983. p.152-353.

PAVANELLI, G.C.; EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R.M. **Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento**. Maringá: EDUEM/CNPq/NUPÉLIA, 1998. 264p.

RAMÍREZ, J.J.; BICUDO, C.E.M. Variation of climatic and physical co-determinants of phytoplankton community in four nictemeral sampling days in a shallow tropical reservoir, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v.62, n.1, p.1-14, Feb. 2002.

RAMOS-JILIBERTO, R.; ZÚÑIGA, L.R. Depth-selection patterns and diel vertical migration of *Daphnia ambigua* (Crustacea: Cladocera) in lake El Plateado. **Revista Chilena de Historia Natural**, v.74, p.573-585, 2001.

ROCHA, O.; MATSUMARA-TUNDISI, T. **Atlas de zooplâncton (Represa do Broa, São Carlos – São Paulo)**. 1976. 68p.

ROUND, F.E. **Biologia das algas**. 2.ed. Rio de Janeiro: Guanabara Dois, 1983. 263p.

SANTEIRO, R.M.; PINTO-COELHO, R.M. Efeitos de fertilização na biomassa e qualidade nutricional do zooplâncton utilizado para alimentação de alevinos na estação de hidrobiologia e piscicultura de Furnas, MG. **Acta Scientiarum**, v.22, n.3, p.707-716, 2000.

SILVA, L.H.S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.2, p.281-303, 1999.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. Influência da luz, manejo e tempo de residência sobre algumas variáveis limnológicas em um viveiro de piscicultura. **Biotemas**, v.8, n.1, p.61-71, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; MORAES, M.A.G.; BRAGA, F.M.S. Dynamics of some limnological characteristics in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) culture tanks as function of handling. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.4, p.543-551, 1999. (a)

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; FREITAS, A.M.; BRAGA, F.M.S. The use of mechanical aeration and its effects on water mass. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.1, p.33-42, Feb. 1999.(b)

TAMASSIA, S.T.J. Modelo Alto Vale do Itajaí de Piscicultura Integrada – 3) Avaliação preliminar do impacto ambiental no corpo receptor associado ao período de cultivo: nitrato e fosfato. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUÍCULTURA, 11., 2000, Florianópolis, SC. **Anais...** Florianópolis: Simbraq, 2000. não paginado, CD – ROM.

TOLEDO, J.J.; CASTRO, J.G.D. Parâmetros físico-químicos da água em viveiros da Estação de Piscicultura de Alta Floresta – Mato Grosso. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** [online]. 2º Semestre 2001, v. 1, n. 3, não paginado. Disponível na Word Wide Web: <<http://www.ihendrix.br/biologia/revista/fisicoquim.htm>>.

TUNDISI, J.G.; MARTINS DIAS, A.M.P.; MATSUMARA-TUNDISI, T. Estudos ecológicos preliminares em sistemas aquáticos em Aripuanã. **Acta Amazônica**, v.9, n.2, p.311-315, 1979.

