



GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO

INSTITUTO DE PESCA

INTERAÇÕES ENTRE OS PEIXES E AS COMUNIDADES
FITO E ZOOPLANTÔNICAS EM TANQUES DE
PISCICULTURA: BASES TEÓRICAS PARA O MANEJO

CONSIDERAÇÕES SOBRE O NITROGÊNIO
EM TANQUES DE CULTIVOS DE PEIXES

Carlos Eduardo Matheus
Geraldo Barbieri

BOLETIM
TÉCNICO
Nº 27

1999

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO

GOVERNADOR

Mário Covas

SECRETÁRIO

João Carlos de Souza Meirelles

SECRETÁRIO ADJUNTO

Antonio Carlos de Macedo

CHEFE DE GABINETE

Vicente Marques

INSTITUTO DE PESCA

DIRETORA DE DEPARTAMENTO

Heloisa Maria Godinho

ASSISTENTES TÉCNICOS

Alcides Ribeiro Teixeira Filho

Glaucio Gonçalves Tiago

Patricia de Paiva

DIRETORA DO CENTRO DE COORDENAÇÃO DE PESQUISA

Massuka Yamane Narahara

DIRETOR DO CENTRO DE PESQUISA EM AQÜICULTURA

Marcos Guilherme Rigolino

DIRETORA DO CENTRO DE ESTUDOS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

Suzana Sendacz

DIRETOR DO CENTRO DE PESQUISA PESQUEIRA MARINHA

Evandro Severino Rodrigues

DIRETOR DO CENTRO DE PESQUISA EM REPRODUÇÃO E LARVICULTURA

Marcos Antonio Cestarolli

DIRETOR DO CENTRO DE AÇÃO REGIONAL

Antonio Carlos de Carvalho Filho

DIRETOR DO CENTRO DE COMUNICAÇÃO E TREINAMENTO

Antonio Carlos Simões

DIRETORA DO CENTRO ADMINISTRATIVO

Marta Maria de Souza Martins

DIRETOR DO NÚCLEO DE COMERCIALIZAÇÃO DE PRODUTOS E SERVIÇOS

José Antonio Teixeira

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
SECRETARIA DE AGRICULTURA E ABASTECIMENTO

INSTITUTO DE PESCA

**INTERAÇÕES ENTRE OS PEIXES E AS COMUNIDADES
FITO E ZOOPLANCTÔNICAS EM TANQUES DE
PISCICULTURA: BASES TEÓRICAS PARA O MANEJO**

**CONSIDERAÇÕES SOBRE O NITROGÊNIO EM TANQUES
DE CULTIVO DE PEIXES**

Carlos Eduardo Matheus
Geraldo Barbieri

ISSN 0103-1767

Bol. Téc. Inst. Pesca	São Paulo	27	abril/99
-----------------------	-----------	----	----------

MATHEUS, Carlos Eduardo

Interações entre os peixes e as comunidades fito e zooplânctônicas em tanques de piscicultura: Bases teóricas para o manejo

Considerações sobre o nitrogênio em tanques de cultivo de peixes, por Carlos Eduardo Matheus e Geraldo Barbieri, São Paulo, Instituto de Pesca, Secretaria da Agricultura e Abastecimento, 1999.

22 p. (Boletim Técnico, 27)

639.3.06
M 388i-c

Endereço/Address

Av. Francisco Matarazzo, 455
05001-900 – São Paulo, SP - Brasil
Tel: (011) 3871-7538
FAX: (011) 3871-7507

INTERAÇÕES ENTRE OS PEIXES E AS COMUNIDADES FITO E ZOOPLANCTÔNICAS EM TANQUES DE PISCICULTURA: BASES TEÓRICAS PARA O MANEJO

Carlos Eduardo MATHEUS^{1,3}
Geraldo BARBIERI²

Tanques de piscicultura são sistemas complexos que envolvem interações biológicas que podem ser benéficas ou prejudiciais à qualidade da água e consequentemente, à obtenção de bom rendimento no cultivo.

Um problema difícil de ser resolvido em tais sistemas é a manutenção de um equilíbrio estável entre produção (autotrofia) e consumo (heterotrofia). Sem um balanço favorável entre a quantidade de produtores e de consumidores, haverá sempre prejuízo tanto para a eficiência de produção de biomassa como para a qualidade da água.

Um dos aspectos mais indesejáveis para um tanque de cultivo de peixes é a produção descontrolada de fitoplâncton, que pode afetar negativamente as condições da água pelas seguintes razões:

a) geração de déficit crônico de oxigênio dissolvido no período noturno, pois as algas são, à noite, os principais organismos consumidores de oxigênio, bem como produtores de detritos, posteriormente decompostos por bactérias também às custas do oxigênio dissolvido (BOYD, 1973, 1979; BOYD ; ROMAIRE; JOHNSTON, 1978; SIN & CHIU, 1982).

b) no caso do crescimento exacerbado de cianofíceas ("bloom"), ocorre formação de densas camadas superficiais dessas algas, impedindo a penetração da luz nas regiões mais profundas dos tanques. O auto-sombreamento reduz a produção primária e, consequentemente, a produção de oxigênio. Além disso, a densidade populacional que constitui esse "bloom" não se mantém por muito tempo, havendo degeneração das microalgas, inclusive com decomposição por bactérias, o que depleta o oxigênio dissolvido, podendo acarretar mortalidade de peixes por anoxia (ABELIOVICH, 1969; BARICA, 1975, 1978; CARMICHAEL, 1981),

* Artigo de Divulgação – aprovado para publicação em 11/03/99

1 - Biólogo - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA), Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

2 - Pesquisador Científico - Centro de Estudos de Bacias Hidrográficas do Instituto de Pesca - Av. Francisco Matarazzo, 455 CEP 05001-900 São Paulo, SP - Brasil

3 - Endereço/Address - Av. Dr. Carlos Botelho, 1465 CEP 13560-970 São Carlos, SP - Brasil

pela geração de níveis tóxicos de amônia que geralmente acompanham a depleção de oxigênio dissolvido (ROBINETE, 1976; SEYMOUR, 1980; TUCKER; LLOYD; BUSCH, 1984) ou pela presença de toxinas liberadas pelas próprias cianofíceas (GORHAM, 1964; SAWYER; GENTILE; SASNER, 1968; LAMPERT, 1981).

De qualquer maneira, mesmo não havendo morte, tais condições são extremamente estressantes e reduzem o ritmo da alimentação e a taxa de crescimento individual dos peixes (SHILO & RIMON, 1982). Portanto, densas populações de algas podem se constituir em um dos maiores impedimentos para a manutenção de adequada qualidade da água, principalmente em sistemas de aquicultura com fertilização orgânica.

Vários estudos foram realizados com a finalidade de compreender as interações entre a comunidade planctônica e a de peixes, a fim de se conseguir um equilíbrio adequado entre essas comunidades. A literatura apresenta pontos de vista aparentemente contraditórios sobre essa questão. DRENNER et alii (1989) reconhecem dois mecanismos naturais capazes de controlar comunidades planctônicas em ecossistemas aquáticos. No primeiro, a biomassa e a composição das espécies do plâncton seriam reguladas pela disponibilidade de nutrientes, principalmente fósforo. Em tanques de piscicultura, a introdução de fertilizantes orgânicos ou químicos é comumente utilizada para a produção planctônica, constituindo uma importante etapa do manejo. Nestes sistemas, peixes bentófagos e detritívoros teriam papel relevante ao promover a ressuspensão dos nutrientes, enriquecendo a coluna d'água ("bottom-up effect"). No outro mecanismo, o controle da comunidade planctônica decorreria da atividade de predação na cadeia alimentar por organismos planctófagos ("top-down effect").

As comunidades fito e zooplânctônicas poderiam ser controladas pelos efeitos combinados do fornecimento de nutrientes, como nitrogênio e fósforo pelo sedimento e através da herbivoria e zooplancrivoria por parte de peixes filtradores (McQUEEN; POST; MILLS, 1986).

De acordo com HANAZATO & YASUNO (1989), o papel dos vertebrados predadores (peixes) na determinação da estrutura da comunidade planctônica está bem estabelecido. Estes eliminam seletivamente os organismos de maior tamanho (O'BRIEN 1979; ZARET 1980; LAZARO 1987; NORTHCOTE 1988; NORTHCOTE; ARCIFA; MUNRO, 1990), alterando a estrutura da comunidade zooplânctônica e acarretando a predominância de populações de espécies com indivíduos de menor porte (BROOKS & DODSON, 1965; WELLS, 1970; LYNCH, 1979; POST & McQUEEN, 1987; BLACK & HARSTON, 1988).

Este aspecto foi confirmado em trabalho desenvolvido por MATHEUS (1993) onde no tanque controle (sem peixes) houve aumento da porcentagem de organismos zooplânctônicos maiores (crustáceos), enquanto nos demais tanques,

onde foram estocados alevinos de *Oreochromis niloticus* (tilápia do Nilo), *Cyprinus carpio* (carpa comum) e *Hypophthalmichthys molitrix* (carpa prateada), a porcentagem de crustáceos decresceu, sugerindo que foram eliminados pela predação.

A predação sobre organismos zooplânctônicos de maior tamanho tem ainda como consequência o aumento da concentração de células menores do fitoplâncton (nanofitoplâncton). De acordo com THRELKELD (1988), o aumento do nanofitoplâncton pelos peixes planctófagos tem sido sugerido como um efeito indireto da supressão do zooplâncton herbívoro. OPUZYNSKI (1979) denominou este fenômeno de ictioeutrofização, pois espécies muito pequenas de algas, geralmente subutilizadas, desenvolvem-se excessivamente a ponto de deteriorar as condições de qualidade da água. Em vista dessa ictioeutrofização existe controvérsia sobre a eficiência do controle da biomassa fitoplânctônica por peixes filtradores.

Segundo SMITH (1988), de 96 experimentos encontrados na literatura apenas em 12 observaram-se significativos decréscimos na biomassa de algas com a introdução de peixes consumidores de fitoplâncton. A maioria dos estudos sugere que esses peixes consomem principalmente o fitoplâncton de maior tamanho (KAJAK, 1979; CREMER & SMITHERMAN, 1980; DRENNER et alii, 1984; DRENNER; VINYARD; GOPHEN, 1987).

Desde que peixes também consomem zooplâncton, que predam células do fitoplâncton, os peixes filtradores removem tanto os competidores (algas maiores) como os predadores (zooplâncton) das espécies fitoplânctônicas com indivíduos de menor porte (OPUZYNSKI, 1979; KAJAK, 1979; DRENNER et alii, 1986). Somando-se à constatação de que células de algas pequenas desenvolvem-se mais rapidamente do que as maiores (SMITH & KALFF, 1983), a predação pelos peixes filtradores reforça a tendência ao domínio das pequenas algas, pois elas são menos suscetíveis à pressão por herbivoria.

Segundo LAWS & WEISBURD (1990), a carpa prateada (espécie filtradora) praticamente dizimou o plâncton de rede (> 10 mm) em tanques de cultivo mas aumentou o nanoplâncton e a clorofila.

PROWSE (1969) afirma que embora a carpa prateada seja fitoplânctofaga, ocorre significativo aumento na biomassa de algas nos tratamentos contendo este peixe. Resultados representativos foram registrados por OPUZYNSKI (1979, 1981), cujos trabalhos demonstram elevada quantidade de detritos e zooplâncton na dieta. Segundo este autor, a redução do zooplâncton herbívoro foi a principal razão para o aumento da concentração de algas.

PROWSE (1969) sugere ainda que a carpa prateada pode alterar a estrutura em tamanho e a composição taxonômica do fitoplâncton, não a biomassa. O mesmo foi admitido por OPUZYNSKI (1979) e PIERCE (1983).

Alguns trabalhos demonstram o contrário, ou seja, os peixes podem reduzir a biomassa fitoplanctônica. Assim, com a introdução da carpa prateada em represas, VOVK, (1974); YEFINOVA & NIKONOVOV, (1977) notaram que as populações desses peixes evitaram não somente o desenvolvimento de algas, mas também a eutrofização destes sistemas. De acordo com LEVENTER & TELCH (1990), a carpa prateada reduziu o número de organismos do fito e zooplâncton em uma taxa anual progressiva. O processo foi influenciado pela biomassa de peixes que também aumentou.

Mesmo havendo a polêmica se a carpa prateada diminui a biomassa fitoplantônica ou se altera a composição das espécies planctônicas, sem diminuir a biomassa, certamente colabora para a retirada de parte do fitoplâncton via pelotas fecais. Na verdade, algas que passam intactas pelo trato digestivo dos peixes, na forma de pelotas fecais, saem temporariamente de circulação, depositando-se no fundo onde na ausência de luz morrem ou passam a representar uma forma concentrada de alimento para peixes de fundo (como a carpa comum e a tilápia).

O “grazing” da carpa prateada parece manter as populações de fitoplâncton saudáveis, em um nível de biomassa relativamente estável. Dessa maneira, os peixes, ao estabelecerem um equilíbrio com algas em bom estado fisiológico, melhoram a produção primária, o regime de oxigênio dissolvido e, consequentemente, o seu próprio crescimento.

Segundo DIANA; LIN; SCHNEEBERGER (1991), existe uma grande dificuldade para analisar as influências recíprocas entre as espécies, pois muitos peixes são onívoros e podem consumir organismos de níveis tróficos diferentes. Isto é verdadeiro para tilápias. Larvas deste tipo de peixe alimentam-se basicamente de organismos zooplancônicos pequenos, como rotíferos. Indivíduos com peso aproximado de 35g consomem principalmente o zooplâncton de maior tamanho. Após esta fase, ocorre uma drástica mudança para hábitos filtradores. Nesta condição, eles comem principalmente fitoplâncton , detritos e pequenos organismos do zooplâncton. Aparentemente, grandes organismos zooplancônicos evitam seu mecanismo de filtração nesta fase.

Portanto, diferentes classes de tamanho de tilápias utilizam diferentes tipos de alimento e assim promovem efeitos variáveis sobre a biota. Devido a esta particularidade, este peixe pode desempenhar sozinho o papel trófico de várias espécies em policultivo, pois cada fase do seu desenvolvimento caracteriza-se por hábito alimentar diferenciado.

No trabalho desenvolvido por MATHEUS (1993), a partir de alguns meses de cultivo as tilápias se reproduziram, aumentando a quantidade de indivíduos jovens (larvas e alevinos), os quais tiveram grande influência sobre a comunidade planctônica. Em todos os tanques onde havia tilápias, a quantidade de rotíferos, por

exemplo, foi sempre inferior às registradas no controle (sem peixes).

No controle, a maior quantidade relativa de rotíferos em relação aos outros tanques foi de certa maneira inesperada pois, segundo informações encontradas na literatura, ambientes desprovidos de peixes têm a tendência de reduzir a população de rotíferos já que nesta condição estes organismos são intensamente predados por outros invertebrados, como copépodos ciclopoida (JEPPENSEN et alii, 1990; ZAGARESE, 1990). Segundo ZAGARESE (1990), o aumento de rotíferos em sistemas com peixes parece ser o resultado de um efeito direto da supressão pelos peixes do ciclopóide predador.

De acordo com MATHEUS (1993), este fato não se verificou com grande intensidade no sistema experimental de cultivo de peixes estudado, pois as quantidades de copépodos predadores (Cyclopoida) foram extremamente baixas, quase desprezíveis. Sendo assim, os rotíferos foram favorecidos e dominaram em todos os tanques. De um modo geral, este grupo atinge elevadas densidades numéricas em corpos d'água das regiões tropical e subtropical devido às condições de elevadas temperaturas que acarretam taxas mais elevadas de reprodução.

A explicação para a baixa ocorrência de copépodos, como também de outros crustáceos em tanques de cultivo de peixes, pode estar relacionada com os elevados valores do pH da água. De acordo com WALSBY (1969) e IVANOVA (1969), pH elevado influencia negativamente a sobrevivência e reprodução do zooplâncton. Estes autores encontraram um limite superior de 10,5 a 11,5 para a sobrevivência de cladóceros. HESSEN & NIELSEN (1985) verificaram que a mudança de pH de 9,5 para 10,5 foi a principal razão para o desaparecimento desses animais em um lago.

Portanto, altos valores de pH são seletivos e podem diminuir a reprodução e a sobrevivência do zooplâncton (filtrador e predador) e, consequentemente, sua quantidade.

Por outro lado, estas mesmas faixas de pH são favoráveis aos rotíferos. O gênero *Brachionus*, por exemplo, um dos organismos do zooplâncton mais comuns em tanques eutrofizados, é característico de águas duras e alcalinas (EDMONDSON, 1963). Aparentemente, rotíferos apresentam maior tolerância a valores altos de pH e possivelmente por este motivo dominam sistemas hipereutróficos. Estas declarações são respaldadas pelos resultados encontrados por MATHEUS (1993), onde tanques com água sempre alcalina apresentaram dominância absoluta de rotíferos.

Além das relações de predação, a estrutura da comunidade planctônica pode ser regulada, em parte, pelos efeitos do suprimento de nutrientes.

Embora o fósforo seja o nutriente mais freqüentemente relacionado positivamente com a biomassa planctônica (SMITH & SHAPIRO, 1981;

McQUEEN; POST; MILLS, 1986), o nitrogênio também pode afetar o crescimento das comunidades planctônicas (LATHROP, 1988). Diferentes espécies de algas possuem exigências específicas para a proporção nitrogênio/fósforo (N:P), podendo variar de 7:1 até 45:1 (SUTTLE & HARRISON, 1988). Assim sendo, as relações das concentrações de N e P podem determinar a biomassa fitoplânctonica e a composição em espécies (SMITH, 1985; LATHROP, 1988; SUTTLE & HARRISON, 1988).

Em estudos sobre controle de algas cianofíceas em sistemas eutrofizados, RHEE (1978) e RHEE & GOTHAM (1980) verificaram que a entrada de nitrogênio pode aumentar a quantidade de algas clorofíceas. Estes autores sugerem que a relação N:P é um dos principais fatores que determina a dominância de clorofíceas ou cianofíceas. Se a relação for baixa, as cianofíceas são beneficiadas por terem maior capacidade de obtenção de nitrogênio. Todavia, se a relação for mais alta (> 5) as clorofíceas dominam (BARICA; KLING; GIBSON, 1980; SEYMOR, 1980). De um modo geral, as cianofíceas são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico e têm vantagem seletiva em relação a outros competidores quando o nitrogênio combinado torna-se limitante. Muitas algas, como é o caso de *Microcystis*, são capazes de migração vertical devido à regulação da flutuabilidade, o que permite que estas algas se mantenham nas camadas mais favoráveis da coluna d'água (REYNOLDS & WALSBY, 1975; SEVRIN-REYSSAC & PLETIKOSIC, 1990).

Em tanques de peixes em Israel, VAN RIJN & SHILO (1985) mostraram migração vertical de *Microcystis* entre as camadas superiores onde elas podem utilizar a luz e atingir a interface sedimento - água, onde nutrientes se acumulam. Desta forma, estas algas competem com mais vantagem em relação a outros organismos do fitoplâncton que não possuem tal capacidade.

De acordo com BROOK (1973), cianofíceas mostram uma preferência por condições alcalinas. Segundo SHAPIRO (1973), algas azuis são mais eficientes em obter CO₂ em baixas concentrações do que algas verdes e, nestas circunstâncias, quando o pH é alto, elas passam a predominar. Geralmente a introdução de CO₂ e a redução do pH estimulam a substituição das algas azuis pelas verdes, pois estas últimas tornam-se mais competitivas. Segundo (KOHLER, 1992), o fenômeno de mistura em lagos faz com que haja substituição de algas azuis por verdes por funcionar analogamente à introdução de CO₂ e de nutrientes.

MATHEUS (1993) relata que as condições de seu experimento teoricamente propiciaram o desenvolvimento de cianofíceas, pois a água era extremamente alcalina e assim deve ter ocorrido limitação de CO₂ e de nutrientes em períodos de intensa atividade fotossintética. Entretanto, segundo este autor, o desenvolvimento de cianofíceas (*Microcystis*) só ocorreu com grande intensidade no tanque controle onde não havia peixes. Provavelmente, o mesmo não se verificou nos demais

tanques, pois a presença dos peixes bentófagos e detritívoros promoveram maior mistura do sedimento com a água, introduzindo constantemente CO₂ e aumentando a relação N:P na zona eufótica, favorecendo as algas clorofíceas mais exigentes em relação a essas condições. Informações mais recentes sobre a ecologia de algas cianofíceas em sistemas de aquicultura são encontradas em PAERL & TUCKER (1995).

Segundo HAVENS (1991) realmente existem fortes evidências de que atividades de peixes podem contribuir para uma grande introdução de fósforo em sistemas aquáticos. STRASKABA (1965) descobriu que o aumento da densidade de peixes bentófagos nos rios da Tchecoslováquia resultou em aumento do fósforo na coluna d'água devido à busca de alimento no sedimento. LAMARRA (1975) mostrou que em lagos hipereutróficos a carpa comum, por esse mesmo processo, foi responsável pela maior parte da carga de fósforo na água. Este estudo demonstrou que a ressuspensão de sedimentos pelos peixes pode regular a biomassa e a estrutura da comunidade fitoplantônica. O mesmo foi observado posteriormente por QIN & THRELKELD (1990).

Portanto, de acordo com estes estudos, a ressuspensão de nutrientes e a predação pelos peixes não atuam independentemente mas, pelo contrário, ocorrem interações complexas em que a disponibilidade de nutrientes e a ação dos peixes regulam os impactos sobre a comunidade planctônica.

Além disso, os efeitos diretos e indiretos dos peixes nas concentrações de nutrientes são influenciados pela densidade de peixes (THRELKELD, 1988; DRENNER et alii, 1990) ou pela influência sobre a comunidade planctônica através da excreção (LAMARRA, 1975) e pela decomposição de indivíduos que eventualmente morrem durante os experimentos (NUTTAL & RICHARDSON, 1991; CHEN et alii, 1990). Manipulações experimentais de peixes mortos confirmaram a importância desta fonte de nutrientes para a elevação da concentração de células fitoplantônicas em tanques de cultivo, provando também ser independente da abundância do zooplâncton herbívoro (THRELKELD, 1988).

Através dos aspectos discutidos se reconhece que as interações entre peixes, fitoplâncton e zooplâncton são de extrema importância para o equilíbrio ecológico dos sistemas aquáticos, mas são também de grande complexidade, o que dificulta muito o entendimento da influência direta ou indireta dos peixes sobre a qualidade da água.

De acordo com DRENNER et alii (1986), devido a essa complexidade é freqüentemente difícil distinguir influências no contexto experimental, mesmo em sistemas eutrofizados que são relativamente simples do ponto de vista de comunidades. Existe porém uma certeza, a de que a combinação de espécies compatíveis de peixes em sistemas de policultivo proporciona um ambiente mais equilibrado em termos de qualidade da água e um maior rendimento do cultivo.

Isto, devido aos comportamentos alimentares complementares (herbivoria, zooplancrivoria e detritivoria) que permitem um aproveitamento mais eficaz do alimento disponível nos tanques (MILSTEIN, 1992; MATHEUS et alii, 1998).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A. 1969 Water blooms of blue-green algea and oxygen regime in fish ponds. *Rev. Int. Verein. Limnol.*, 17: 594-601
- BARICA, J. 1975 Collapses of algal blooms in prarie pothole lakes: their mechanism and ecological impact. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 19: 606-615.
- BARICA, J. 1978 Collapses of *Aphanizomenon flos-aquae* blooms resulting in massive fish kills in eutrophic lakes: effect of weather. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 20: 208-213.
- BARICA, J.; KLING, H.; GIBSON, J. 1980 Experimental manipulations of algae bloom composition by nitrogen addition. *Can. J. Fish. Sci.*, 37: 1175-1183.
- BLACK, B. W. & HAIRSTON, N. G., Jr. 1988 Predators driven changes in community structure. *Oecology*, 77: 468-479.
- BOYD, C. E. 1979 *Water quality in warmwater fish ponds*. Aquacultural Experimental Station, Auburn University, Auburn, Al. 359 p.
- BOYD, C. E. 1973 Summer algal communities and primary productivity in fish ponds. *Hydrobiologia*, 41(3): 357-390.
- BOYD, C. E.; ROMAIRE, R. P.; JOHNSTON, E. 1978 Predictiong early morning dissolved oxygen concentration in channel catfish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107: 484-492.
- BROOK, T. 1973 Lower pH limit for the existence of blue-green algae: Evolutionary and ecological implications. *Science*, 179: 480-482.
- BROOKS, J. L. & DODSON, S. I. 1965 Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, 150: 28-35.
- CHARMICHAEL, W. W. 1981 Freshwater blue-green algae (Cyanobacteria) toxins. A review. In: *Algal toxins and health* (W. W. Carmichael, ed.). p. 1-13. Plenum Press. New York.

- CHEN, S.; LIV, S.; HV, C.; TIAN, L. 1990 On the digestion and utilization of *Microcystis* by fingerlings of silver carp and bighead. *Acta Hydrobiol. SIN SHV, Sheng Shengwy Xuebao*, 14(1): 49-59.
- CREMER, M. C. & SMITHERMAN, R. O. 1980 Food habits and growth of silver and bighead carp in cages and ponds. *Aquaculture*, 20: 57-64.
- DIANA, J. S.; LIN, C.K ; SCHNEEBERGER, P. J. 1991 Relationship among nutrient inputs, water nutrient concentration, primary production, and yield of *Oreochromis niloticus* in ponds. *Aquaculture*, 96 : 323-341.
- DRENNER, R. W.; SMITH, J. D.; MUMMER, J. R.; LANCASTER, H. F. 1990 Responses of a eutrophic pond of N:P supply and planktivorous fish: a mesocosms experiment. *Hydrobiologia*, 208: 161-167.
- DRENNER, R. W.; TAYLOR, S. B.; LAZZARO, X.; KETTLE, D. 1984 Particle-grazing and plankton community impact of an omnivorous cichlid. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 113: 397-402.
- DRENNER, R. W.; THRELKELD, S. T.; SMITH, J. D.; MUMMERT, J. R.; CANTRELL, P. A. 1989 Interdependence of phosphorus, fish, and site effects on phytoplankton biomass and zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 34(7): 1315-1321.
- DRENNER, R. W.; VINYARD, G. L.; GOPHEN, M. 1987 Experimental study of size-selective phytoplankton grazing by a filter-feeding cichlid and cichlid's effects on plankton community structure. *Limnol. Oceanogr.*, 32(5): 1138-1144.
- DRENNER, R. W.; VINYARD, G. L; HAMBRIGHT, K. D.; GOPHEN, M. 1986 Particle ingestion by *Tilapia galilea* is not affected by removal of gill rakers and microbranchiospines. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 116: 272-276.
- EDMONDSON, W. T. 1963 Rotifera. In: *Freshwater biology*. (H. B. Ward, G. C. Whipple & W. T. Edmondson eds.) p. 420-494. Wiley, New York, N. Y.
- GORHAM, P. R. 1964 Toxic algae. In: *Algae, and man*. (Jackson, D. R. Ed.). p. 307-336. Plenum Press. New York.
- HANAZATO, T. & YASUNO, M. 1989 Zooplankton community structure driven by vertebrate and invertebrate predators. *Oecologia*, 81: 450-458.
- HAVENS, K. E. 1991 Fish-induced sediment resuspension: effects on phytoplankton biomass and community structure in a shallow hypereutrophic lake. *J. Plankton Research*, 13(6): 1163-1176.

- HESSEN, D. D. & NIELSEN, J. P. 1985 Factors controlling rotifer abundances in a Norwegian eutrophic lake: an experimental study. *Ann. Limnol.*, 21: 97-105.
- IVANOVA, M. B. 1969 The influence of active water reaction on filtering rate of Cladocera. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 16: 115-124.
- JEPPESEN, E.; SONDERGAARD, M.; SORTKJAER, O; MORTENSEN, E.; KRISTENSEN, P. 1990 Interactions between phytoplankton/zooplankton collapses in Lake Sobygard, Denmark. *Hydrobiologia*, 191: 149-164.
- KAJAK, Z. 1979 The possible use of fish, especially silver carp, *Hipophthalmichthys molitrix* to overcome water blooms in temperate water bodies. In: *Human impacts on life freshwaters*. (J. Salanki & P. Biro eds.). *Symp. Biol. Hung.*, 19: 77-86.
- KOHLER, J. 1992 Influence of turbulent mixing on growth and primary production of *Microcystis aeruginosa* in the hypertrophic Bautzem Reservoir. *Arch. Hydrobiol.*, 123(4): 413-429.
- LAMARRA, V. A. 1975 Digestive activities of carp as a major contributor of the nutrient loading of lakes. *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 19: 2461-2468.
- LAMPERT, W. 1981 Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 66(3): 285-298
- LATHROP, R. C. 1988 Evaluation of whole-lake nitrogen fertilization for controlling blue-green algal blooms in a hypereutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45:2061-2075.
- LAWS, E. A. & WEISBURD, R. S. J. 1990 Use of silver carp to control algal biomass in aquaculture ponds. *Prog. Fish. Cult.*, 52(1): 1-8.
- LAZZARO, X. 1987 A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviors, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia*, 146: 96-167.
- LEVENTER, H. & TELCH, B. 1990 The contribution of silver carp (*Hipophthalmichthys molitrix*) to the biological control of Netofa reservoirs. *Hydrobiologia*, 191: 47-55.
- LYNCH, M. 1979 Predation, competition and zooplankton community structure: an experimental study. *Limnol. Oceanogr.*, 24: 253-272.
- McQUEEN, D. J.; POST, J. R.; MILLS, E. L. 1986 Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1571-1581.

- MATHEUS, C. E. 1993 *Policultivo de peixes em efluentes de indústrias de processamento de frutas cítricas e efeitos na qualidade da água*. São Carlos, USP, 375 p. (Tese de Doutoramento. SHS-EESC-USP).
- MATHEUS, C. E.; POVINELLI, J.; TUNDISI, J. G.; AGUIAR, V. R. 1998 Ecotechnological system involving polyculture of fishes and industrial wastewater treatment. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 2276-2279.
- MILSTEIN, A. 1992 Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. *Hidrobiologia*, 231: 177-186.
- NORTHCOTE, T. G. 1988 Fish in the structure and function of freshwater ecosystems: a "top-down" view. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 361-379.
- NORTHCOTE, J. C; ARCIFA, M. S.; MUNRO, K. A. 1990 An experimental study of the effects on fish zooplanktivory on the phytoplankton of a Brazilian reservoir. *Hydrobiologia*, 194: 31-45.
- NUTAL, P. M. & RICHARDSON, B. J. 1991 Nitrogen and phosphorus excretion by european carp. *Chemosphere*, 2-3(5): 671-676.
- O'BRIEN, W. J. 1979 The predator-prey interactions of planktivorous fish on zooplankton. *Am. Sci.*, 67: 572-581.O
- PUZYNSKI, K. 1979 Silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.) in carp ponds. III. Influence on ecosystem, *Ekologia Polska*, 27: 117-133.
- OPUZYNSKI, K. 1981 Comparision of the usefulness of the silver carp and the bighead carp as additional fish in carp ponds. *Aquaculture*, 25: 223-233.
- PAERL, H. W. & TUCKER, C. S. 1995 Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, 26(2): 109-131.
- PIERCE, B. A. 1983 Biotic effects of grazing by tilapia (*Oreochromis aureus*) on phytoplankton populations in solar silos. *J. Freshwater Ecol.*, 2: 293-304.
- POST, J. R. & McQUEEN, D. J. 1987 The impact of planktivorous fish on the structure of a plankton community. *Freshwater Biology*, 17: 79-89.
- PROWSE, G. A. 1969 The role of cultured pond fish in the control of eutrophication in lakes and dams. *Verh. Int. Ver. Theor. Agnew. Limnol.*, 17: 714-718.
- QIN, J. & THRELKELD, T. 1990 Experimental comparison of the effects of benthivorous fish and planktivorous fish on plankton community structure. *Arch. Hidrobiol.*, 119(2): 121-141.

- REYNOLDS, C. S. & WALSBY, A. E. 1975 Water-bloom. *Biol. Rev.*, 50: 437-481.
- RHEE, G. Y. 1978 Effects of N:P atomic ratios and nitrate limitations on algae growth, cell composition and nitrate uptake. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 10-25.
- RHEE, G. Y. & GOTHAM, I. J. 1980 Optimum N:P ratios and co-existence of planktonic algae. *J. Phicol.*, 16: 486-489.
- ROBINETE, H. R. 1976 Effect of selected sublethal levels of ammonia on the growth of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *The Progressive Fish-Cult.*, 38: 26-29.
- SAWYER, P. J.; GENTILE, J. H.; SASNER, J. J. 1968 Demonstration of a toxin from *Aphanizomenon flos-aquae* (L.). *Can. J. Microbiol.*, 14: 1199-1204.
- SEVRIN-REYSSAC, J. & PLETIKOSIC, M. 1990 Cyanobacteria in fish ponds. *Aquaculture*, 88: 1-20.
- SEYMOUR, E. A. 1980 The effect and control of algal blooms in fish ponds. *Aquaculture*, 19: 56-74.
- SHAPIRO, J. 1973 Blue green algae: Why they become dominante. *Science*, 179: 382-384.
- SHILO, M. & RIMON, A. 1982 Factors which affected the intensification of fish breeding in Israel. II. Ammonia transformation in intensive fish ponds. *Bamidgeh*, 34: 101-113.
- SIN, A. W. & CHIU, M. T. 1982 Summer and winter kills in fish ponds of Hong Kong and possible prediction. *Aquaculture*, 29: 125-135.
- SMITH, D. W. 1985 Biological control of excessive phytoplankton and enhancement of aquacultured production. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1940-1945.
- SMITH, D. W. 1988 Phytoplankton and catfish culture: a review. *Aquaculture*, 74: 167-189.
- SMITH, M. & SHAPIRO, J. 1981 Predation, enrichment and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.*, 26: 86-102.
- SMITH, R. & KALFF, J. 1983 Competition for phosphorus among co-occurring freshwater phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 448-464.
- STRASKRABA, M. 1965 The effect of fish on the number of invertebrates in ponds and streams. *Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 13: 106-127.

N:P supply ratios, and evidence for N and P limitation in some oligotrophic lakes.
Limnol. Oceanogr., 33: 186-202.

THRELKELD, S. T. 1988 Planktivory and planktivore biomass effects on zooplankton, phytoplankton and the trophic cascade. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 1364-1377.

TUCKER, C. S.; LLOYD, S. W.; BUSCH, R. L. 1984 Relationship between phytoplankton periodicity and the concentrations of total and un-ionized ammonia in channel catfish ponds. *Hydrobiologia*, 111: 75-79.

VAN RIJN, J. & SHILO, M. 1985 Carbohidrate fluctuation, gas vacuolation and vertical migration of scum-forming cyanobacteria in fish ponds. *Limnol. Oceanogr.*, 30(6): 1219-1228.

VOVK, P. S. 1974 A possibility of using the silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) to increase the fish production of the Dniefer reservoirs and to decrease eutrophication. *J. Ichthyol.*, 14: 351-358.

WALSBY, A. E. 1969 The permeability of blue-green algal gas-vacuole membranes to gas. *Proc. R. Soc. London, B.* 178: 301- 326.

WELLS, L. 1970 Effects of alewife predation on zooplankton populations in Lake Michigan. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 556-565.

YEFINOVA, A. T. & NIKINOVOV, Y. I. 1977 Prospects for the introduction of phytophagous fishes into Ivankovskoye reservoir. *J. Ichthyol.*, 17: 634-644.

ZAGARESE, H. E. 1990 Effect of selective planktivory by fry of *Rhamdia sapo* (Pimelodidae. Pisces) on zooplankton community structure. *Freshwater Biology*, 24: 557-562.

ZARET, T. M. 1980 *Predation and freshwater communities*. Yale University Press, New York, 187 p.

CONSIDERAÇÕES SOBRE O NITROGÊNIO EM TANQUES DE CULTIVO DE PEIXES

Carlos Eduardo MATHEUS^{1,3}
Geraldo BARBIERI²

Tanques de cultivo de peixes são ecossistemas complexos, onde pode haver excedente de nutrientes, como o nitrogênio, causando freqüentemente a eutrofização do sistema. Sabe-se que este elemento provém basicamente do alimento adicionado na forma de rações balanceadas, fertilização química e/ou orgânica e produto de excreção dos próprios peixes. Assim, é possível encontrar o nitrogênio principalmente nas formas orgânica (solúvel e particulada) e inorgânica (principalmente amônia), que são passíveis de muitas transformações no ambiente contido no tanque. Neste aspecto é recomendado fazer-se distinção entre amônia (NH_3), que é volátil, e íon amônio (NH_4^+), que se encontra dissolvido na água. BROCKETT (1977) relata que a produção de amônio representa a quebra de produtos nitrogenados mais complexos em formas mais simples, através da hidrólise de aminoácidos intermediários e uréia. Este último estágio é conhecido como amonificação.

De acordo com TAKAHASHI & SAIJO (1983), a distribuição do íon amônio em águas naturais é controlada pelos seguintes mecanismos biológicos:

1. assimilação pelo fitoplâncton;
2. remineralização do nitrogênio orgânico até amônio por espécies decompositoras;
3. oxidação biológica até nitrato por bactérias nitrificantes;

Tais mecanismos são regulados por variáveis ambientais como temperatura, intensidade luminosa e concentração de oxigênio dissolvido. Em vista disso, a distribuição do amônio na água torna-se variável espaço-temporalmemente.

Na camada trofogênica, isto é, na região iluminada e "produtora" da coluna d'água, a assimilação do amônio pelo fitoplâncton é a principal reação. De acordo com McCARTHY; TAYLOR; TAFT (1977), o amônio é preferivelmente assimilado pelo fitoplâncton antes do nitrato. Segundo HINO (1985), as algas provavelmente "economizam" energia pela utilização do íon amônio (NH_4^+).

* Artigo de Divulgação – aprovado para publicação em 10/12/98

1 - Biólogo - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA), Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo

2 - Pesquisador Científico - Centro de Estudos de Bacias Hidrográficas do Instituto de Pesca Av. Francisco Matarazzo, 455 CEP 05001-900 São Paulo, SP - Brasil

3 - Endereço/Address - Av. Dr. Carlos Botelho, 1465 CEP 13560-970 São Carlos, SP - Brasil

já que a absorção do íon nitrato (NO_3^-) requer sua posterior redução a NH_4^+ dentro da célula antes de sua incorporação em aminoácidos.

Portanto, nas camadas trofogênicas as concentrações de amônio tendem a ser baixas em períodos de elevado desenvolvimento do fitoplâncton. Segundo WONG & CHAN (1990), a eficiência de remoção de NH_4^+ e NO_3^- por algas em sistemas de tratamento de esgotos alcançaram 100% e 66%, respectivamente. DE LA NOUE et alii (1990) obtiveram elevada percentagem de remoção de nitrogênio (90% em 48 horas) em sistema semelhante. A alta eficiência na remoção de compostos nitrogenados permite que esse processo biológico possa ser utilizado inclusive no tratamento (terciário) de efluentes.

Após ser assimilado pelo fitoplâncton, o amônio é convertido em nitrogênio orgânico e incorporado à biomassa das algas. Uma parte desse nitrogênio é perdida com as algas que saem do tanque pelo vertedor, juntamente com a água. Outra parcela pode ser assimilada por peixes planetófagos. Este caminho implica na remoção do nitrogênio do sistema já que parcela significativa do nitrogênio presente nas algas está na forma orgânica. Parte do material celular do fitoplâncton acumula-se gradativamente no sedimento saindo temporariamente dos caminhos de reciclagem. Em tanques de piscicultura, porcentagem significativa do nitrogênio orgânico do sedimento pode ser rapidamente utilizada por peixes bentófagos e detritívoros.

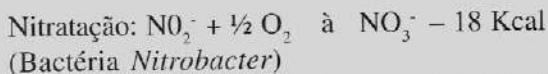
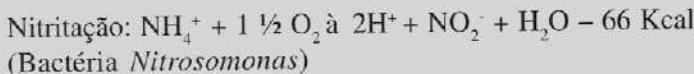
Trabalho desenvolvido por MATHEUS (1993) revelou que o nitrogênio orgânico encontrado no sedimento de tanques de piscicultura fertilizados com resíduos orgânicos foi utilizado por organismos bentônicos e detritívoros existentes no sedimento e explorado por peixes como a carpa comum e tilápia do Nilo, espécies que preferem se alimentar no fundo dos tanques. Alguns autores citaram que peixes podem reduzir nutrientes da água pela incorporação em sua própria biomassa (PROWSE, 1969; BARTHELMES & KLEIBS, 1978) ou pela sedimentação de fezes no fundo (KAJAK, 1979; DRENNER; VINYARD; GOPHEN, 1987).

Na camada trofólica, ou seja, na região onde a luz não penetra, o principal mecanismo de ação sobre os compostos nitrogenados é a decomposição bacteriana da matéria orgânica. Este mecanismo permite que parte do nitrogênio volte ao ciclo natural, podendo ser novamente utilizado pelos produtores primários (algas ou macrófitas aquáticas, se presentes).

Outro mecanismo biológico do ciclo do nitrogênio é a oxidação biológica do amônio até nitrato pelas bactérias nitrificantes, processo conhecido por nitrificação.

O processo de nitrificação é composto por duas etapas: a primeira é a oxidação do NH_4^+ até NO_2^- (íon nitrito) e a segunda, a oxidação de NO_2^- até NO_3^- , ambas realizadas por intermédio de enzimas bacterianas. Em sistemas aquáticos naturais, normalmente estas duas etapas ocorrem simultaneamente. O NO_2^- não

é somente produto da oxidação do NH_4^+ , mas o substrato das bactérias oxidantes de NO_2^- . Estas etapas podem ser ilustradas pelas seguintes reações, conforme WETZEL (1981):



É geralmente aceito que a população de bactérias nitrificantes não é suficiente para a oxidação de grandes quantidades de amônio em ambientes muito eutróficos. Segundo HINO (1985), tais sistemas são muito redutores na maior parte do tempo e por este motivo é quase impossível a ocorrência de reações oxidativas dos compostos nitrogenados. Além disso, segundo FERRARA & AVCI (1982), bactérias nitrificantes existem em pequena quantidade em decorrência da inibição por substâncias produzidas pelas algas e pela absorção por partículas orgânicas em suspensão, as quais sedimentam na zona anaeróbia. No fundo, o ambiente é extremamente seletivo e inóspito para esses organismos devido à deficiência de oxigênio dissolvido. De acordo com DOWNES (1991), a presença de oxigênio dissolvido é essencial para a ocorrência da nitrificação.

AVMINELECH; MOKADY; SCHOROEDER (1988) afirmam que para que haja o estabelecimento de densas populações de bactérias nitrificantes é necessário um período de incubação de três semanas, aproximadamente, se as condições forem favoráveis no período.

Estas informações foram respaldadas por pesquisa realizada por MATHEUS (1993), através da qual as baixas concentrações de nitrato e nitrito na água sugeriram que a nitrificação não se desenvolveu com grande intensidade.

De acordo com AVMINELECH; MOKADY; SCHOROEDER (1988), a ressuspensão contínua de partículas orgânicas do sedimento para os estratos aeróbios aumenta a atividade das bactérias nitrificantes. Esta ressuspensão de partículas induz à flocação de bactérias em torno dos substratos onde elas podem se desenvolver. Neste aspecto, ZOHAR (1988) e ZOHAR et alii (1988) sugerem que a ressuspensão por aeração mecânica pode eventualmente servir como uma alternativa à troca de água, a fim de promover a nitrificação em tanques de cultivo de peixes. Assim sendo, a própria presença de peixes pode influenciar significativamente o ciclo de nitrogênio, favorecendo as bactérias nitrificantes através do hábito de revolver o sedimento à procura de alimento e, desta forma, ressuspender substâncias orgânicas e nutrientes na coluna d'água.

De acordo com PANOS & MIDDLEBROOKS (1982), outro mecanismo de remoção do nitrogênio é a volatilização da amônia livre (NH_3) para a atmosfera.

A perda de amônia para a atmosfera depende principalmente do pH. BOULDIN et alii (1974) mostraram que significativas quantidades de amônia (NH_3) são perdidas para a atmosfera quando o pH é elevado de acordo com a reação $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{H}_2\text{O} + \text{NH}_3$. Assim sendo, a volatilização da amônia e, consequentemente, sua perda para a atmosfera pode ser intensificada pela ação dos peixes em termos de promoção de mistura, elevação dos valores de pH e oxigênio dissolvido.

Como se sabe, com a ressuspensão de sedimento para a região iluminada da coluna d'água, ocorre também introdução de nutrientes principalmente fósforo que estimula a fotossíntese do fitoplâncton e consequentemente pode aumentar os valores do pH e do oxigênio dissolvido.

Provavelmente é o que ocorre em sistemas de policultivo, comprovado pelos dados obtidos para estas variáveis ambientais (MATHEUS, 1993). Este pesquisador revelou também que as concentrações de oxigênio dissolvido foram desfavoráveis à volatilização da amônia no tanque controle (sem peixes). Neste aspecto, WRIGLEY; TOERIEN; GAINER (1988) relatam que a manutenção de um policultivo com carpa comum, carpa prateada e tilápia do Nilo em sistemas eutróficos demonstrou ser de grande benefício para a água em termos de redução de amônia. MATHEUS (1993) revelou que sistemas de policultivo foram mais eficientes na remoção de nitrogênio inorgânico pelos menores valores dos íons nitrito, nitrato e amônio encontrados.

Estes resultados sugerem a influência benéfica dos peixes para a manutenção de um melhor equilíbrio nos tanques de cultivo com reflexos positivos sobre a qualidade da água.

Alguns sistemas de criação de peixes podem apresentar ainda maior complexidade pois, eventualmente, envolvem a fixação do nitrogênio atmosférico por algas cianofíceas. Além disso, uma parcela pode ser perdida através do processo de desnitrificação bacteriana. Neste processo, o nitrato (NO_3^-) é utilizado como acceptor final de elétrons por bactérias desnitrificantes, produzindo formas gasosas de nitrogênio essencialmente não disponíveis para o fitoplâncton (HOWARTH et alii, 1988). Inúmeras investigações confirmam que a verdadeira desnitrificação bioquímica obedece a sequência $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ (formas gasosas). Segundo JENKINS & KEMP (1984), o processo acoplado nitrificação-desnitrificação representa um elo que desvia o nitrogênio das rotas de reciclagem.

A desnitrificação no sedimento pode promover alguma remoção de nitrogênio. Todavia, já que a nitrificação é geralmente pequena, a quantidade de nitrogênio removido é também limitada, pois os dois processos são interligados. Além do mais, o nitrogênio introduzido com o alimento e pelas fezes dos peixes está nas formas orgânica e de amônio, e não na de nitrato. Este último, quando produzido, é rapidamente absorvido pelo fitoplâncton.

Por outro lado, BOYD (1975) e BOYD; DRATHER; PARKS (1985) afirmam que o lodo do tanque de peixes geralmente é anaeróbio e o pH da coluna d'água elevado durante o dia. Estas condições são propícias para a volatilização da amônia e desnitrificação bacteriana, que se constituem assim nos principais mecanismos de remoção de nitrogênio em tanques de peixes, principalmente os fertilizados com resíduos orgânicos.

Portanto, é difícil estabelecer um balanço de materiais para sistemas altamente eutróficos como os tanques de piscicultura. Estes sistemas são dinâmicos onde as condições ambientais mudam de um dia para o outro em resposta às alterações ambientais e interações biológicas (KROM; PORTER; GORDIN, 1985).

Outro aspecto que deve ser considerado em tanques de piscicultura refere-se à questão da toxicidade de certos compostos nitrogenados, principalmente a amônia livre (NH_3). A forma catiônica (NH_4^+) não é tóxica. Esta não consegue penetrar passivamente através da membrana celular, pois é impedida por processos bioquímicos. Ao contrário, a amônia livre (NH_3) pode facilmente difundir-se através das membranas branquiais devido à sua elevada solubilidade nos lípideos, constituindo assim um poderoso veneno para os peixes (THURSTON; RUSSO; VINOGRADOV, 1981).

Segundo TAVARES (1994), os principais efeitos da amônia nos peixes são: elevação do pH do sangue; alteração da permeabilidade celular e perda interna de íons; diminuição da capacidade do sangue em transportar oxigênio; alterações histológicas, principalmente nos rins e baço; e aumento da susceptibilidade do peixe a doenças. De acordo com FLIS (1968), a ação tóxica do veneno se traduz em alterações necróticas nos órgãos diretamente expostos como brânquias e intestinos.

A toxicidade da amônia é também influenciada pelas concentrações de oxigênio dissolvido. A redução de oxigênio dissolvido normalmente aumenta o efeito tóxico da amônia. (SHILO & RIMON, 1982; SIN & CHIU, 1982). Segundo estes autores, a combinação de pH elevado e baixas concentrações de oxigênio dissolvido são as principais causas de mortalidade de peixes em sistemas de cultivo intensivo.

Em alguns casos, elevadas concentrações de amônia podem estar relacionadas com a diminuição dos teores de oxigênio dissolvido. Segundo ESTEVES (1988), 1 mg de NH_4^+ para ser oxidado consome 4,3 mg de oxigênio. Isto naturalmente pode acarretar forte impacto sobre as comunidades aquáticas.

Portanto, considera-se que a mortandade de peixes que eventualmente ocorrem em tanques de piscicultura provavelmente devem estar relacionadas com o impacto causado pela somatória de alguns fatores, entre eles a forte depleção

do oxigênio dissolvido nos períodos noturnos e a produção de grandes quantidades de amônia livre em determinadas ocasiões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AVMINELECH, Y.; MOKADY, S.; SCHROEDER, G. L. 1988 Circulated ponds as efficient bioreactors for single cell protein production. *Israeli Journal of Aquaculture, Bamidgeh*, 41(2): 58-66.
- BARTHELMES, D. & KLEIBS, K. 1978 Influence of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on plankton of shallow waters according to investigation in carp ponds. *Inst. Revue. Ges. Hydrobiol.*, 63(3): 411-419.
- BOULDIN, D. R.; JOHNSON, R. L.; BURDA, C.; KAO, C. 1974 Losses inorganic nitrogen from aquatic systems. *J. Environ. Qual.*, 3: 107-114.
- BOYD, C. E. 1975 Chemical budgets for channel catfish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 114: 291-298.
- BOYD, C. E.; DRATHER, E. E.; PARKS, R. W. 1985 Sudden mortality of a massive phytoplankton bloom. *Weed Sci.*, 23: 61-67.
- BROCKETT, O. D. 1977 Nitrogen compounds in facultative oxidation pond sediments. *Water Research*, 11: 317-321.
- DE LA NOUE, J.; VANCOILLIE, R.; BRUNEL, P.; POULIOT, Y. 1990 Wastewater treatment by microalgae cultures: Influence of the composition of the medium on the growth of *Scenedesmus* sp. *Ann. Limnol.*, 25(3): 197-207.
- DOWNES, M. T. 1991 The production and consumption of nitrate in an eutrophic lake during early stratification. *Arch. Hydrobiol.*, 112(3): 257-274.
- DRENNER, R. W.; VINYARD, G. L.; GOPHEN, M. 1987 Experimental study of size-selective phytoplankton grazing by a filter-feeding cichlid and cichlid's effects on plankton community structure. *Limnol. Oceanogr.*, 32(5): 1138-1144.
- ESTEVES, F. A. 1988 *Fundamentos de limnologia*. Interscience/FINEP. Rio de Janeiro, 575p.
- FERRARA, R. & AVCI, C. 1982 Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 54: 362-369.

- FLIS, J. C. 1968 Anatomicohistopathological changes induced in carp (*Cyprinus carpio*) by ammonia water. Part 1. Effects of toxic concentrations. *Acta Hydrobiol.*, 10: 205-224.
- HINO, K. 1985 Mixing patterns and productivity of phytoplankton in a small artificial pond. *Cien. cult.*, 37(8): 1331-1340
- HOWARTH, R.; MARINO, R.; JANE, L.; COLE, J. 1988 Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 669-687.
- JENKINS, M. C. & KEMP, W. M. 1984 The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 609-619.
- KAJAK, Z. 1979 The possible use of fish, especially silver carp, *Hipophthalmichthys molitrix* to overcome water blooms in temperate water bodies. In: J. Salanki & P. Biro eds. *Human impacts on life freshwaters*. Symp. Biol. Hung., 19: 77-86.
- KROM, M. D.; PORTER, C.; GORDIN, H. 1985 Causes of fish mortalities in the semi-intensively operated seawater ponds in Eilat, Israel. *Aquaculture*, 49: 159-177.
- MATHEUS, C. E. 1993 *Policultivo de peixes em esfuentes de processamento de frutas cítricas e efeitos na qualidade da água*. São Carlos, 375 p. (Tese de Doutorado. SHS/EEESC/USP).
- McCARTHY, J. J.; TAYLOR, W. R.; TAFT, J. L. 1977 Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay. 1. Nutrient availability and phytoplankton preference. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 996-1011.
- PANO, A. & MIDDLEBROOKS, E. J. 1982 Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 54(4): 344-351.
- PROWSE, G. A. 1969 The role of cultured pond fish in the control of eutrophication in lakes and dams. *Verh. Int. Ver. Theor. Agnew. Limnol.* 17: 714-718.
- SHILO, M & RIMON, A. 1982 Factors which affected the intensification of fish breeding in Israel. II Ammonia transformation in intensive fish ponds. *Bamidgeh*, 34: 101-113.
- SIN, A. & CHIU, M. T. 1982 Summer and winter kills in fish ponds of Hong Kong and possible prediction. *Aquaculture*, 29: 125-135.

- TAVARES, L. H. S. 1994 *Limnologia Aplicada à Aquicultura*. FINEP, Jaboticabal/SP. 70p.
- TAKAHASHI, M. & SAIJO, Y. 1983 Nitrogen metabolism in lake Kizaki, Japan. IV. Ammonium maximum layer in the metalimnio. *Arch. Hidrobiol.*, 97(2): 180-195.
- THURSTON, R. N.; RUSSO, R. C.; VINOGRADOV, G. A. 1981 Ammonia toxicity to fish: pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environ. Sci. Technol.*, 15(7): 837-840.
- WETZEL, R. 1981 *Limnologia*. Ed. Omega. S.A. Barcelona, 679 p.
- WONG, P. K. & CHAN, K. Y. 1990 Growth and value of *Chlorella saline* grown on highly saline sewage effluent. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 30(3/4): 235-250.
- WRIGLEY, T. J.; TOERIEN, D. F.; GAIGNER, F. G. 1988 Fish production in small oxidation ponds. *Wat. Res.*, 22(10): 1279-1285.
- ZOHAR, G. 1988 Efficiency of transfer of oxygen to the water in fish ponds by different aerators. *Fish and Fish breeding in Israel*, 21: 17-51.
- ZOHAR, G.; ARIELI, Y.; COCHABA, M.; AVNIMELECH, Y. 1988 Intensive growth of fish with minimal water exchange and vertical water circulation. *Fish and Fish breeding in Israel*, 21: 6-15.

BOLETIM TÉCNICO DO INSTITUTO DE PESCA

Nº 27

abril/99

Editor

Maria José Tavares Ranzani de Paiva

Comitê Editorial

Idili da Rocha Oliveira

Carlos Alberto Arfelli

Katharina Eichbaum Esteves

Yara Aiko Tabata

Revisores científicos do manuscrito

Suzana Sendacz

Betina Kozlowsky Suzuki

Cacilda Thais Janson Mercante

Irineu Bianchini

Editor Gráfico

Maria José Tavares Ranzani de Paiva

Distribuição e divulgação

Núcleo de Documentação

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO