

# Dinâmica da qualidade da água e da comunidade planctônica em lagoas de polimento. Estudo de caso no sudeste brasileiro.

R.K.X. Bastos<sup>(\*)</sup>, F.L. Dornelas<sup>(\*)</sup>, E.N. Rios<sup>(\*)</sup>, D.B.Ruas<sup>(\*)</sup>, W.Y. Okano<sup>(\*\*)</sup>.

(\*) Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Civil. 36570-000, Viçosa-MG, Brasil.  
(E.mail: [rkxb@ufv.br](mailto:rkxb@ufv.br); [filipedornelas@yahoo.com.br](mailto:filipedornelas@yahoo.com.br); [enardotto@yahoo.com.br](mailto:enardotto@yahoo.com.br); [diegoruas@yahoo.com.br](mailto:diegoruas@yahoo.com.br))

(\*\*) Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Biologia Animal. 36570-000, Viçosa-MG, Brasil  
(E.mail: [wyokano@ufv.br](mailto:w yokano@ufv.br))

**Abstract.** Um sistema de lagoas de polimento, como pós-tratamento de efluente de um conjunto reator UASB - biofiltro aerado submerso para o tratamento de esgoto doméstico no município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil, foi analisado no que diz respeito à dinâmica da qualidade da água e da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica. O estudo incluiu diferentes configurações geométricas e hidráulicas do sistema de lagoas, evidenciando desempenhos diferenciados. *Chlorella* e *Euglena* foram os gêneros dominantes na comunidade fitoplanctônica; rotíferos, cladóceros e copépodes, os dominantes na comunidade zooplanctônica. Em ambos os casos, a dominância de gênero esteve associada à posição da lagoa na série e à respectiva qualidade da água. As populações das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica mostraram-se inversamente relacionadas, indicando pressão de herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton.

**Palavras-chave:** DBO, clorofila, fitoplâncton, nutrientes, zooplâncton.

## INTRODUÇÃO

Nos últimos anos vem ganhando destaque no cenário brasileiro a associação de reatores UASB e biofiltros aerados submersos (BF) para o tratamento de esgotos sanitários, por constituírem sistemas compactos, de relativa simplicidade, baixo custo operacional e por apresentarem elevada capacidade de remoção de matéria orgânica (DBO e DQO) e de sólidos em suspensão (SS). Entretanto, esses sistemas ainda demandam pós-tratamento para remoção de nutrientes e patógenos (Chernicharo, 2001) e, nesse sentido, sistemas de lagoas apresentam-se como opção atrativa.

Lagoas utilizadas para o pós-tratamento de reatores UASB têm sido, na literatura brasileira, denominadas lagoas de polimento, com o intuito de distinguí-las das lagoas de estabilização convencionais. Isto porque as lagoas de polimento, apesar de ainda cumprirem papel de remoção complementar de matéria orgânica, recebem carga orgânica já bastante reduzida. Portanto, dependendo do desempenho do pré-tratamento, o papel principal das lagoas passa a ser a remoção dos patógenos (nesse caso, usualmente denominadas lagoas de maturação), além de nitrogênio (Cavalcanti *et al.*, 2001; von Sperling *et al.*, 2003).

Em todo caso, sistemas de lagoas constituem excelente opção para o tratamento de esgotos sanitários, principalmente em países de clima tropical e onde haja disponibilidade de área. Como limitações ao emprego de lagoas, além da elevada demanda de área, encontram-se a reduzida capacidade de remoção de fósforo e a produção de sólidos devida à produtividade primária, com proliferação de microalgas e, eventualmente de cianobactérias. Por outro lado, o fitoplâncton é parte inerente e importante no processo de tratamento, promovendo condições ambientais (tais como a elevação do oxigênio dissolvido e do pH) determinantes na remoção da matéria orgânica, nutrientes e patógenos (von Sperling, 2002).

A associação de sistemas de lagoas para o tratamento de esgotos com a atividade de piscicultura é particularmente interessante, dado seu potencial de remoção de amônia (tóxica aos peixes em concentrações relativamente baixas), de remoção de organismos patogênicos e de produção de plâncton (fonte de alimento para os peixes).

O conhecimento dos organismos planctônicos presentes nas lagoas pode contribuir para o melhor manejo do sistema, favorecendo o aproveitamento do alimento natural na alimentação dos peixes (Souza, 2007). A diversidade e a predominância de espécies na comunidade fitoplanctônica dependem de uma série de fatores, tais como: temperatura, luz, OD, nutrientes, predação e competição. Alguns autores sugerem que a relação N:P seja um dos principais fatores na dominância de gêneros e espécies de microalgas: em baixa relação N:P as algas cianofíceas são beneficiadas por apresentarem maior capacidade de obtenção de nitrogênio; se a relação for mais alta (>5) as clorofíceas tendem a dominar (Sipaúba-Tavares, 1995; Sipaúba-Tavares e Rocha, 2001). O zooplâncton é um importante componente da dinâmica de um ambiente aquático. Alguns gêneros e espécies são filtradores de bactérias e outros consomem fitoplâncton. É importante salientar que nem todas as espécies de zooplâncton conseguem sobreviver em águas residuárias, principalmente quando em altos teores de DBO, amônia e compostos de enxofre (Laws, 1993; Arauzo, 2003).

## MATERIAL E MÉTODOS

### Descrição da unidade experimental

O trabalho foi realizado na Unidade Integrada de Tratamento de Esgotos e Utilização de Efluentes, localizada no Bairro da Violeira, no município de Viçosa, Minas Gerais (altitude de 649 m, coordenadas geográficas: paralelo de 20°45'14'', latitude S, meridiano de 42°52'54'', longitude W Gr). A unidade de tratamento era constituída por um conjunto UASB + BF, em escala real (115 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>), pré-fabricado em aço, seguido de três lagoas de polimento em série, e uma quarta lagoa (L4), em paralelo à terceira, todas em escala piloto e pré-fabricadas em fibra de vidro, com área útil de 16,3 m<sup>2</sup> e relação comprimento / largura = 2. A Tabela 1 apresenta as características das lagoas durante distintas fases operacionais, durante as quais foram variadas a vazão afluente e as alturas de lâmina de água.

Tabela 1. Configuração do sistema de lagoas por período operacional.

Parâmetro	Período 1				Período 2				Período 3			
	julho - setembro 2004				Outubro 2004 - agosto 2005				outubro - dezembro 2005			
	L1	L2	L3	L4	L1	L2	L3	L4	L1	L2	L3	L4 <sup>(*)</sup>
Q	4,2	4,2	2,1	2,1	3,0	3,0	1,5	1,5	1,5	1,5	0,75	0,75
TDH	3,4	3,4	5,1	5,1	4,7	4,7	7,2	7,2	5,1	4,1	18,1	18,1
h	0,9	0,9	0,7	0,7	0,9	0,9	0,7	0,7	0,5	0,4	0,9	0,9

Li: lagoas; Q: vazão (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>); TDH: tempo de detenção hidráulica (d); h: profundidade (m); <sup>(\*)</sup>paralela à L3

### Coleta de amostras e análises laboratoriais.

O sistema de tratamento de esgotos foi monitorado semanalmente. Para o esgoto bruto e os efluentes do reator UASB e do BF era realizada amostragem composta, com coletas a cada duas horas, de 8:00 às 18:00h. No efluente das lagoas a coleta era pontual, às 10:00h, com amostrador de coluna. Oxigênio dissolvido (OD), pH e temperatura eram também medidos no perfil de profundidade das lagoas (de 8:00 às 18:00h). Os demais parâmetros quantificados foram: DBO<sub>5</sub>, DQO (total e filtrada), SST, N-org, N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>3</sub>, P-total e solúvel, alcalinidade e clorofila *a*, todos de acordo com métodos padronizados no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

As coletas de plâncton foram realizadas mensalmente, o zooplâncton por meio de arrastos verticais em três pontos distintos aleatórios de cada lagoa, utilizando rede com abertura de malha = 70µm; o fitoplâncton por amostragem em coluna próxima à tubulação de saída de cada lagoa, sendo 100 mL acondicionados em frascos de vidro transparentes. Parte das amostras era utilizada para a identificação *in vivo* e outra fixada para quantificação, o fitoplâncton em lugol 4% e o zooplâncton em formol 5%. O fitoplâncton foi identificado e quantificado em microscópio óptico, utilizando a metodologia de contagem em câmara de Sedgwick-Rafter por campos aleatórios, sendo a densidade populacional expressa em organismos por mL. O zooplâncton foi identificado em microscópio óptico e quantificado em microscópio estereoscópico utilizando cubetas de acrílico com fundo quadriculado, sendo a densidade populacional expressa em organismos por m<sup>3</sup>. Os organismos fitoplancônicos foram identificados com base na classificação de Bicudo e Menezes (2005).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Qualidade da água nas lagoas

Nas figuras 1 a 4 apresentam-se dados de qualidade da água no sistema de lagoas. Em relação às taxas de aplicação superficiais (kg DBO<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>), notam-se valores decrescentes ao longo dos períodos de monitoramento e da série de lagoas (Figura 1), o que se fez refletir em valores correspondentemente crescentes de OD e pH (Figura 2). Ou seja, menores taxas de aplicação superficial implicam menor atividade bacteriana (menores consumo de OD e produção de CO<sub>2</sub>) e, conseqüentemente, predominância de atividade fotossintética, com maior produção de OD e elevação do pH, decorrente do maior consumo de CO<sub>2</sub>.

Nos períodos 1 e 2 as concentrações de clorofila *a* foram crescentes ao longo das lagoas (mais nitidamente no Período 2). A redução de vazão do Período 1 para o do Período 2, com aumento correspondente de TDH, não resultou em alterações nítidas de clorofila *a*. Por sua vez, no Período 3 as concentrações de clorofila *a* nas lagoas 1 e 2, as quais tiveram suas alturas de lâmina d'água reduzidas, foram destacadamente mais elevadas (Figura 1). Entretanto, deve também ser levado em consideração o reduzido período de tempo em que foram analisados os dados para o Período 3 (outubro a dezembro de 2005, temperaturas mais elevadas) em relação ao Período 2 (outubro de 2004 a agosto 2005, incluindo, portanto, valores relativos a épocas de temperaturas mais elevadas e mais baixas) (Figura 4).

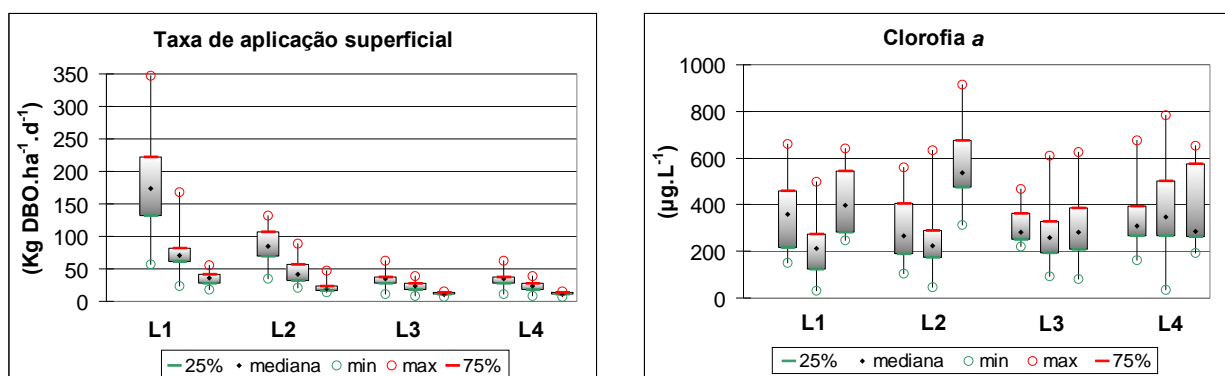


Figura 1 – Variações da taxa de aplicação superficial e das concentrações de clorofila *a* ao longo do sistema de tratamento nos três períodos operacionais.

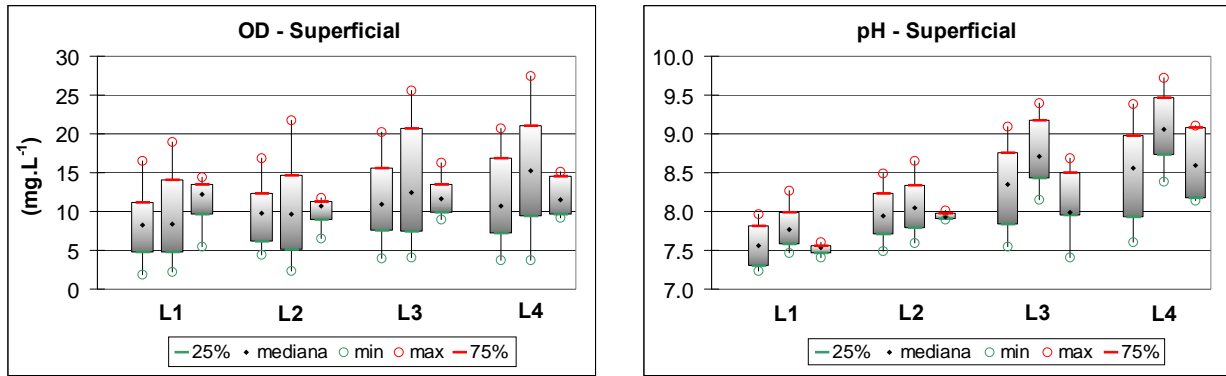


Figura 2 - Variações das concentrações de oxigênio dissolvido e do pH, medidos na superfície das lagoas, ao longo do sistema de tratamento nos três períodos operacionais.

Os valores de fósforo mantiveram-se sensivelmente constantes ao longo da série de lagoas, em todo o período de monitoramento. Entretanto, os valores de amônia foram claramente decrescentes ao longo das lagoas (Figura 3), provavelmente como resultado de volatilização. De toda forma, os resultados ajudariam a explicar o incremento de pH simultaneamente ao decréscimo de alcalinidade ao longo da série de lagoas (Figura 4), pois se a remoção de  $\text{CO}_2$  (via atividade fotossintética) não afeta a alcalinidade, reduz a acidez em  $2 \text{ meq mmol}^{-1}$  e provoca elevação de pH; por sua vez, a remoção de  $\text{NH}_3$  provoca redução de  $1 \text{ meq mmol}^{-1}$  de alcalinidade e aumento de  $1 \text{ meq mmol}^{-1}$  de acidez, levando à redução de pH (Cavalcanti *et al.*, 2001). Portanto, a elevada remoção de amônia e a acentuada atividade fotossintética no sistema explicariam, respectivamente, a redução de alcalinidade e elevação de pH ao longo da série de lagoas.

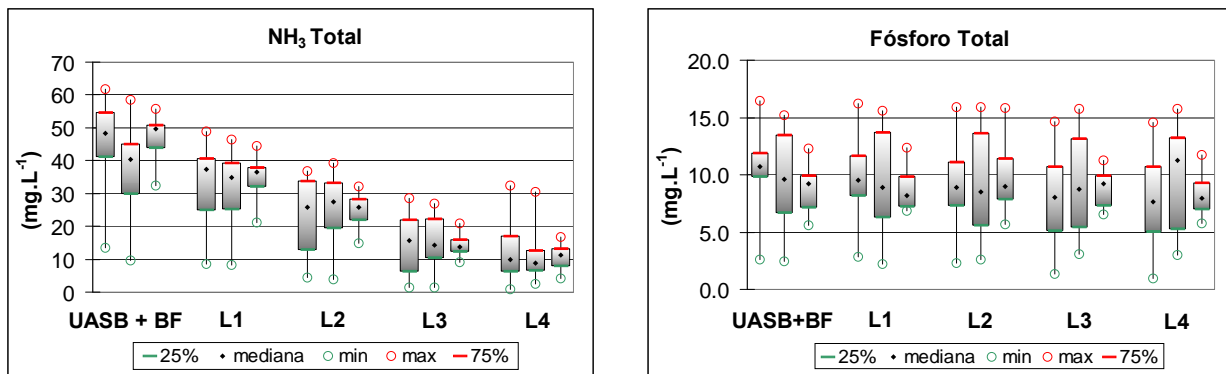


Figura 3 - Variações das concentrações de amônia e de fósforo total ao longo do sistema de tratamento nos três períodos operacionais.

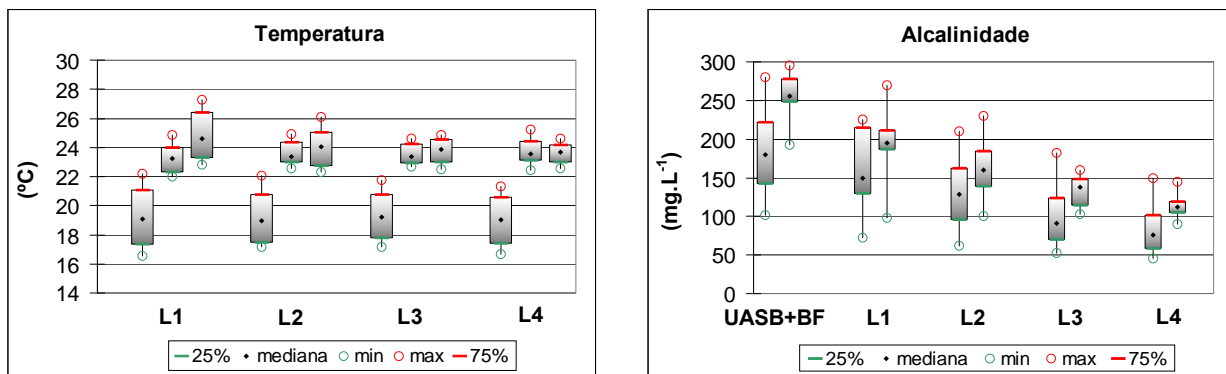


Figura 4 - Variações de temperatura nos três períodos operacionais e das concentrações de alcalinidade ao longo do sistema de tratamento nos Períodos 2 e 3.

A Tabela 2 apresenta os resultados da contagem de fitoplâncton, em termos de médias por gênero encontrado em cada lagoa e em cada período operacional (as contagens tiveram início apenas no Período 2).

Tabela 2 - Contagem (organismos mL<sup>-1</sup>) e identificação do fitoplâncton nas lagoas de polimento, valores médios

Gênero	Lagoa 1		Lagoa 2		Lagoa 3		Lagoa 4	
	Período 2	Período 3	Período 2	Período 3	Período 2	Período 3	Período 2	Período 3
<i>Chlorella</i>	107,3	8,0	122,7	9,0	125,9	21,3	217,0	44,7
<i>Chlamydomonas</i>	59,3	5,3	41,2	5,0	33,7	4,0	10,0	3,7
<i>Euglena</i>	12,7	108,0	8,7	123,7	8,3	10,7	11,9	19,0
<i>Coelastrum</i>	0,2	ND	1,0	0,3	1,1	1,7	2,1	0,7
<i>Phacus</i>	0,6	ND	1,0	3,3	0,7	ND	ND	ND
<i>Diatoma</i>	6,6	10,7	1,5	4,0	0,2	4,0	0,4	ND
<i>Gleocystis</i>	0,1	ND	0,8	1,0	3,9	ND	0,7	0,7
<i>Scenedesmus</i>	0,3	1,0	5,4	1,0	10,6	1,7	4,6	10,0
<i>Coenochloris</i>	ND	ND	2,4	ND	0,8	1,0	4,3	6,3
<i>Chroomonas</i>	0,1	ND	1,1	ND	0,2	ND	0,1	ND
Total	187,2	133,0	185,7	147,3	185,4	44,3	195,3	85,0

ND: não detectado

No Período 2, comunidade fitoplanctônica não mostrou grandes variações ao longo da série de lagoas, em termos de contagem total de indivíduos. Entretanto, no Período 3, as contagens totais nas lagoas 3 e 4 foram nitidamente inferiores as das lagoas 1 e 2 (com menores alturas de lâmina d'água), sendo isso consistente com o já observado para as concentrações de clorofila *a*. Tal fato pode estar associado à maior penetração da radiação luminosa nas lagoas 1 e 2, favorecendo o incremento da fotossíntese e maior produção de biomassa algal. Especula-se, assim, que a variável altura de lâmina pode ser determinante na produção de fitoplâncton em sistemas de lagoas e, portanto, em tudo mais o que isso acarreta em termos de processo de tratamento em função da elevação dos valores de OD e de pH: inativação bacteriana, volatilização da amônia e, eventualmente, precipitação de fósforo (von Sperling, 2002).

Em geral, os resultados do presente trabalho encontram respaldo em outros relatos de literatura. Por exemplo, Moscoso *et al.* (1992), em sistemas de lagoas associadas à atividade de piscicultura no Peru, observaram predomínio dos gêneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Ankistrodesmus* e *Chlamydomonas*. Cavalcanti (2003), monitorando um sistema de lagoas de polimento na Paraíba, com temperatura média de 25<sup>o</sup>C, observou predominância dos gêneros *Euglena*, *Chlorella* e *Phacus*; em menores proporções ocorreram os gêneros *Chlorococcum*, *Chlamydomonas*, *Pyrobotrys*, além da cianobactéria do gênero *Oscillatoria*.

No Período 2 *Chlorella* foi a microalga dominante em todas as lagoas, com contagens ligeiramente crescentes da lagoa 1 à lagoa 4. No Período 3, *Euglena* foi a microalga dominante nas lagoas 1 e 2 e *Chlorella* nas lagoas 3 e 4. Ao contrário do que ocorreu com o gênero *Chlorella* no Período 2, o número de indivíduos pertencentes ao gênero *Euglena* no Período 3 decresceu ao longo da série de tratamento. Tais observações podem estar relacionadas com a melhoria da qualidade da água ao longo da série de lagoas. Na verdade, microalgas do gênero *Euglena*, mesmo possuindo clorofila não são organismos exclusivamente fotoautotróficos. Podem atuar como heterotróficos facultativos obtendo nutrientes do ambiente e, assim, crescerem em ecossistemas com cargas orgânicas relativamente elevadas, bem como no escuro, em presença de fonte de carbono. Palmer (1969), citado por König (1984), listou 60 gêneros de algas mais tolerantes a poluição, sendo *Euglena* o principal. Da mesma forma, Munawar (1970), citado por König (1984), relatou abundância de

Euglenophytas em lagoas de tratamento de esgotos com concentrações de matéria orgânica oxidável em torno de 15 mg L<sup>-1</sup> e elevadas concentrações de dióxido de carbono.

Cianobactérias do gênero *Oscillatoria*, foram identificadas durante todo o período de estudo, sendo encontradas aderidas às bordas das lagoas ou flutuando junto à espuma eventualmente formada na superfície da água; no entanto, foram encontradas em números muito baixos. A competição com as demais espécies de microalgas poderia, ao menos parcialmente, explicar a reduzida densidade ou mesmo a não detecção desses microrganismos. Outro fator seria a relação N (NH<sub>3</sub>+NO<sub>3</sub>) : P (P-solúvel), mantida em níveis relativamente altos em boa parte do tempo: 4 a 6 nas lagoas 1 e 2 nos Períodos 2 e 3 e na lagoa 3 no Período 2; porém, 2 a 3 na lagoa 4 no Período 2 e nas lagoas 3 e 4 nos Períodos 2 e 3. Em todo caso, ao menos no presente estudo, os resultados minimizam a preocupação crescente com a eventual proliferação de cianobactérias em lagoas de estabilização.

A Tabela 3 apresenta os resultados da contagem de zooplâncton, em termos de médias por táxon encontrado em cada lagoa e em cada período operacional.

Tabela 3 - Contagem (organismos m<sup>-3</sup>) e identificação do zooplâncton nas lagoas de polimento, valores médios

Lagoas	Táxons				Total
	Rotifera	Cladocera	Copepoda		
Período 1	L1	844.087	ND	ND	844.087
	L2	1.307.389	ND	ND	1.307.389
	L3	2.728.126	ND	ND	2.728.126
	L4	357.424	ND	ND	357.424
Período 2	L1	513.096	46.6037	9.523	988.656
	L2	409.276	101.154	15.612	526.042
	L3	451.706	2.908	30.073	484.687
	L4	263.304	5.748	14.927	283.979
Período 3	L1	26.958	460	1.315	28.733
	L2	37.342	2.313	4.009	43.664
	L3	7.681	1.055	2.492	11.228
	L4	71.052	1.807	16.198	89.057

ND: não detectado

Cinco gêneros compuseram a comunidade zooplanctônica nas lagoas de polimento: *Brachionus* (Rotifera), *Moina* e *Daphnia* (Cladocera), *Mesocyclops* e *Thermocyclops* (Copepoda). Com resultados similares, Moscoso *et al.* (1992) observaram proliferação intensa de ciliados, rotíferos, copépodes e cladóceros em lagoas de estabilização no Peru; Guerrin (1988) e Nandini (1999) citam populações de rotíferos e cladóceros de 3.000 e 300 indivíduos L<sup>-1</sup>, respectivamente, em lagoas de tratamento de esgotos.

A comunidade zooplanctônica apresentou diversidade variável ao longo do período de estudo, inclusive com o desaparecimento de alguns organismos. Entretanto, os rotíferos predominaram em todas as lagoas e em todos os períodos operacionais. Rotíferos e cladóceros, particularmente, são capazes de crescerem em altas densidades, alimentando-se de resíduos orgânicos e bactérias (Balasubramaniam e Kasturi Bai, 1994; Roche, 1995, 1998; Arevalo-Stevenson *et al.*, 1998). Por sua vez, vários trabalhos têm demonstrado a sensibilidade da comunidade Copepoda a alterações de qualidade da água (Güntzel, 2000, Silva e Matsumura-Tundisi, 2002), o que ajudaria a explicar a ausência desses organismos no Período 1 (com cargas orgânicas mais elevadas) e sua, em geral, presença em números crescentes ao longo da série de lagoas nos períodos 2 e 3.

As populações (contagens médias) das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica mostraram-se inversamente relacionadas, embora sem significância estatística (Correlação de Pearson:  $r = -0,1773$ ;  $t = -1,1948$ ;  $p = 0,235$ ;  $n = 46$ ). Ainda assim, os resultados reúnem indícios de pressão de herbivoria do zooplâncton sobre o fitoplâncton.

## CONCLUSÕES

A configuração das lagoas de polimento, o aporte de cargas orgânicas e as condições climáticas cumprem papel determinante na dinâmica da qualidade da água e, de forma interdependente, na dinâmica da comunidade planctônica. A compreensão dessa dinâmica ajuda a explicar importantes processos os quais têm lugar em sistemas de lagoas, tais como a remoção de amônia e a inativação de bactérias. Adicionalmente, quando se pretende o reúso em piscicultura, é importante especificar quali-quantitativamente, a comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica. Os resultados confirmam que lagoas de polimento rasas, mesmo quando submetidas a cargas orgânicas e de amônia relativamente elevadas, e mesmo com tempos de detenção relativamente curtos, permitem dinâmica tal ao longo da série de lagoas que favorece o desenvolvimento adequado do plâncton. Registra-se também como importante destaque a virtual ausência de cianobactérias.

## Agradecimentos

Os autores agradecem as seguintes agências brasileiras de fomento à pesquisa pelo apoio financeiro e, ou concessão de bolsas de Mestrado e de Iniciação Científica CAPES, FINEP, CNPq e FAPEMIG.

## REFERÊNCIAS

- American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20<sup>th</sup> edn, APHA / AWWA / WEF, Washington DC, USA.
- Arevalo-Stevenson, R.A.; Sarma, S.S.S., Nandini, S. (1998). Population dynamics of *Brachionus calyciflorus* Pallas: (Monogononta: Brachionidae) in wastewater from food-processing industry in Mexico. *Revista de Biologia Tropical*, **43**, 595-600.
- Arauzo, M. (2003). Harmful effects of unionized ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. *Water Research*, **37**, 1048–1054.
- Balasubramaniam, P.R.; Kasturi Bai, R. (1994). Utilization of an aerobically digested cattle dung slurry for the culture of zooplankton, *Daphnia similis* Claus (Crustacea: Cladocera). *Asian Fisheries Science*, **7**, 67–76.
- Bicudo, C. E. M.; Menezes, M. (2005). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições*. RiMa, São Carlos-SP, 508p.
- Cavalcanti, P.F.F.; Van Haandel, A.; Kato, M.T.; Von Sperling, M.; Ludovice, M.L.; Monteggia, L.O. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por lagoas de polimento (2001). In: Chernicharo, C. A. L. (Coord.) *Pós-tratamento de reatores anaeróbios Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. [s.n.], Belo Horizonte, 105-170 (Projeto PROSAB).
- Cavalcanti, P. F. F. (2003). *Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions*. PhD thesis. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands.
- Chernicharo, C.A.L. (Coord.) (2001). *Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. [s.n.], Belo Horizonte, 544p. (Projeto PROSAB),
- Guerrin, F. (1988). Valorization of wastewater treatment ponds zooplankton as a basis to feed larvae and juveniles of cyprinids. *Bulletin Francaise Peche et Piscicultur*, **311**, 113–125.
- Guntzel, A. M. (2000). *Variações espaço-temporais da comunidade zooplanctônica nos reservatórios do médio e baixo Tietê-Paraná*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP. 280 p.
- Konig, A. (1984). *Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds*. PhD Thesis. University of Liverpool. Liverpool.

- Laws, E.A. (1993) Sewage treatment. In: *Aquatic pollution: an introductory text*. New York, Wiley, 125-156.
- Moscoso, J. C.; Nava, H.; Muñoz, A. F. (1992). *Reuso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan*. Acuicultura. Lima, Peru, CEPIS 35p.
- Nandini, S. (1999). Variations in physico-chemical parameters and plankton community structure in a series of sewage stabilization ponds. *Revista Biologia Tropical*, **47**,149–156.
- Roche, K.F. (1995).Growth of the rotifer *Brachionus calyciflorus* Pallas in dairy waste stabilization ponds. *Water Research*, **29**, 2255–2260.
- Roche, K.F. (1998).Growth potential of *Daphnia magna* Straus in the water of dairy waste stabilization ponds. *Water Research*, **32**, 1325–1328.
- Silva, W. M.; Matsumura-Tundisi, T. (2002). Distributions and abundance of Cyclopoida populations in a cascade of reservoir of the Tietê River (São Paulo State, Brazil). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (**28**), 667-670.
- Sipaúba-Tavares, L. H. (1995). *Limnologia aplicada à aqüicultura*. FUNEP, Jaboticabal, 70 p.
- Sipaúba-Tavares, L. H.; Rocha, O. (2001) *Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos.*, RiMA, São Carlos, 106 p.
- Souza, M.P.S. (2007). *Organismos planctônicos de sistemas de lagoas de tratamento de esgotos sanitários como alimento natural na criação de tilápia do Nilo*. Dissertação de mestrado, Departamento de Zootecnia, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa-MG, Brasil.
- von Sperling, M. (2002). *Lagoas de estabilização*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 196p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).
- von Sperling, M.; Jordão, E. P.; Kato, M. T.; Além Sobrinho, P., Bastos, R. K. X.; Pivelli, R. P. (2003). *Lagoas de estabilização*. In: Gonçalves, R. F. (Coord.). *Desinfecção de efluentes sanitários*. ABES, RiMA, Rio de Janeiro, 275-336 (Projeto PROSAB).