

Alimentação de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857): taxas de filtração com ênfase ao uso de Cyanobacteria

Gabriela von Rückert*, Mônica de Cássia Souza Campos e Maria Edith Rolla

CETEC – Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais, Setor de Recursos da Água, Av. José Cândido da Silveira, 2000, Cidade Nova, 31170-000, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Autor para correspondência. e-mail: gruckert@hotmail.com

RESUMO. *Limnoperna fortunei* é uma espécie invasora na América do Sul que, devido ao seu crescimento excessivo, tornou-se um sério problema para o ambiente e para os setores usuários de água bruta. *L. fortunei* é um molusco filtrador que se alimenta de fitoplâncton e outras partículas suspensas. Moluscos filtradores são grandes bioacumuladores de toxinas. Desta forma, *L. fortunei* apresenta um potencial de bioacumulação e transferência na cadeia trófica de cianotoxinas. Neste estudo, experimentos *in vitro* demonstraram que *L. fortunei* é capaz de alimentar-se de espécies de Cyanobacteria potencialmente tóxicas, *Microcystis viridis* e *Pseudanabaena* sp. As taxas de filtração foram 17,20 e 24,52 mL.mgPS⁻¹.h⁻¹, respectivamente, sendo similares à encontrada para a Chlorophyta *Selenastrum capricornutum* – 11,91 mL.mgPS⁻¹.h⁻¹. Os resultados indicaram que a bioacumulação de cianotoxinas por *L. fortunei* pode tornar-se um problema futuro visto as grandes densidades que esses organismos atingem e a sua utilização como item alimentar de peixes.

Palavras-chave: *Limnoperna fortunei*, espécie invasora, taxa de filtração, Cyanobacteria, *Microcystis*, *Pseudanabaena*, *Selenastrum*.

ABSTRACT. Feeding of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857): filtration rates with emphasis on Cyanobacteria use. *Limnoperna fortunei* is an invasive species in South America. The massive growth of this species became a great problem for environment and for the companies that use raw water. *Limnoperna fortunei* is a filter-feeding mollusk that feed on phytoplankton and other suspended particles. Filtering mollusks are great toxin bioaccumulators. Then *L. fortunei* has a potential cyanotoxin bioaccumulation and transfer in the food chain. In this study, *in vitro* experiments showed that *L. fortunei* is able to feed on Cyanobacteria toxic species, *Microcystis viridis* and *Pseudanabaena* sp. The filtration rates were 17.20 and 24.52 mL.mgDW⁻¹.h⁻¹, respectively. They were similar as for the Chlorophyta *Selenastrum capricornutum* – 11.91 mL.mgDW⁻¹.h⁻¹. Results showed that cyanotoxins bioaccumulation by *Limnoperna fortunei* could be a future problem because of the high densities reached by these organisms and their feeding utilization by fish.

Key words: *Limnoperna fortunei*, invasive species, filtration rate, Cyanobacteria, *Microcystis*, *Pseudanabaena*, *Selenastrum*.

Introdução

Limnoperna fortunei é um molusco Bivalvia da família Mytilidae, conhecido vulgarmente como mexilhão dourado. Sua distribuição geográfica restringia-se ao sudeste asiático, especialmente à China. Em 1966, contudo, foi reportado como uma espécie invasora em Hong Kong e, em 1991, no Japão e na América do Sul (Darrigran e Ezcurra de Drago 2000, Pastorino *et al.*, 1993).

Limnoperna fortunei foi registrado pela primeira vez na América do Sul no Balneário Bagliardi no Rio de La Plata - Argentina. Desde então, vem espalhando-se pela bacia do rio de La Plata e do rio Paraná. Em 1999, ele encontrava-se em quatro países sul-americanos: Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai (Darrigran e Ezcurra de Drago, 2000). Acredita-se que a introdução de *L. fortunei* no continente americano tenha sido através de água de

lastro de navios oriundos da Coréia e de Hong Kong (Darrigran e Pastorino, 1995).

No Brasil, há registros da presença do molusco desde 1999 na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul (Dreher-Mansur *et al.*, 1999). Em 2004, *Limnoperna* já se encontrava no Pantanal e no Rio Paraná até o reservatório da Usina Hidrelétrica de Jupia (Rio Paraná - São Paulo) (Rolla *et al.*, 2004). Após a publicação de Rolla *et al.* (2004), já foi registrada a ocorrência do mexilhão à montante da UHE de Ilha Solteira no Estado de Minas Gerais (Campos, comunicação pessoal).

A rápida expansão de *L. fortunei* na América do Sul, estimada em 240km/ano (Darrigran e Ezcurra de Drago, 2000), e os problemas ambientais e econômicos que vêm causando assemelha-se muito com o ocorrido na Europa e América do Norte com *Dreissena polymorpha* (mexilhão zebra). Ambas as

espécies apresentam características de invasores que se tornam pragas: tempo de geração curto, plasticidade fenotípica, comportamento gregário, abundantes em seu habitat natural, ampla tolerância ambiental e associados a atividades humanas. Tais aspectos são, provavelmente, decorrentes de características comuns às duas espécies, como a presença de bisso (estrutura protéica que permite a fixação em qualquer substrato duro), o crescimento rápido, o ciclo de vida curto, a presença de estágio larval planctônico (veliger) e um alto poder osmorregulador (Morton, 1973; Ricciardi, 1998). Entretanto, *L. fortunei* e *D. polymorpha* não apresentam proximidade filogenética, mas apenas uma convergência evolutiva (Morton, 1973).

Como citado anteriormente, muitos dos impactos ambientais e econômicos de *L. fortunei* são semelhantes aos causados por *D. polymorpha*. Entre esses impactos destacam-se o efeito sobre a comunidade fitoplanctônica e a ciclagem de nutrientes, a competição com outros animais filtradores nativos e a diminuição da biomassa fitoplanctônica e da turbidez. Estes últimos levam ao aumento de macrófitas aquáticas e à diminuição da biomassa zooplânctônica. Os impactos econômicos resultam, principalmente, da obstrução pelo crescimento descontrolado do mexilhão dourado em redes de água, como plantas de abastecimento de água, reservatórios e barragens (Darrigran e Pastorino, 1995; Ricciardi, 1998; Darrigran e Ezcurra de Drago, 2000).

Tendo em vista o alto prejuízo ambiental e econômico que a invasão de *L. fortunei* pode acarretar às águas brasileiras e aos setores associados, faz-se urgente o desenvolvimento de técnicas de controle ao bivalve invasor. O conhecimento das relações entre o mexilhão e outros problemas ambientais já existentes, como a ocorrência de crescimento massivo de Cyanobacteria tóxicas, também é um importante aspecto a ser avaliado.

O crescimento massivo de algas (floração) é um problema ambiental comum a reservatórios, sendo causado, principalmente, pela eutrofização devido ao enriquecimento por fósforo. Dentre os grupos de espécies fitoplanctônicas mais conhecidos nas ocorrências de florações incluem-se as Cyanobacteria. Espécies do gênero *Microcystis* e *Anabaena* e, nos últimos anos, a espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* são as de ocorrência mais comum. Entretanto, não apenas o aumento em abundância desses organismos é prejudicial à qualidade das águas dos reservatórios, mas também o risco potencial de toxicidade. Cyanobacteria são organismos conhecidos por produzirem toxinas que são liberadas na água ou podem ser bioacumuladas na cadeia trófica.

Atualmente, dezenas de cianotoxinas vêm sendo descritas, existindo dois grupos principais: as hepatoxinas e as neurotoxinas. Dentre as hepatoxinas encontram-se as microcistinas, que são conhecidas pelo seu potencial cancerígeno, o que as torna um problema para a saúde humana (Chorus e Bartram, 1999).

Vasconcelos (1999) salienta a importância de moluscos filtradores na bioacumulação de toxinas na cadeia trófica, argumentando que esses organismos são capazes de acumular proporcionalmente mais toxinas quando comparados aos peixes. Isto é decorrente da maior tolerância a toxinas e do consumo direto de Cyanobacteria pelos moluscos.

Alguns estudos vêm enfocando as relações entre o molusco *Dreissena polymorpha* e espécies de Cyanobacteria. Tais estudos abordam, principalmente, o uso de Cyanobacteria como item alimentar do molusco e as conseqüências do uso na abundância destas no ambiente. Baker *et al.* (1998) identificaram que *D. polymorpha* causou o declínio da abundância de espécies do gênero *Microcystis* no rio Hudson (EUA) por alimentar-se preferencialmente destas. Vanderploeg *et al.* (2001) encontraram, entretanto, que o molusco promoveu o crescimento de *Microcystis* na baía de Saginaw e no lago Erie (EUA) por rejeitá-las como item alimentar. Essa rejeição dependia do tamanho da colônia e do grau de toxicidade. Por sua vez, Bastviken *et al.* (1998) enfatizaram que o efeito de *D. polymorpha* sobre Cyanobacteria pode ser diferente de acordo com o ambiente, ocorrendo tanto o aumento quanto a diminuição destas na presença do molusco.

Sylvester *et al.* (2004) estimaram as taxas de filtração de *Limnoperna fortunei* para a Chlorophyta *Chlorella vulgaris*. Nenhum estudo, todavia, foi realizado quanto ao uso de Cyanobacteria por *L. fortunei*.

Um aspecto relevante acerca das cianotoxinas é o seu potencial de acumulação em outros organismos, particularmente em moluscos filtradores, e a conseqüente bioacumulação na cadeia trófica. Devido a sua capacidade de crescimento rápido, *L. fortunei* pode constituir grandes populações, as quais por sua vez, filtrariam grandes volumes de partículas. Entre essas partículas, as cianobactérias podem estar presentes, o que aumentaria a bioacumulação de cianotoxinas em um sistema. Em uma análise abrangente, *L. fortunei* pode aumentar o risco de saúde humana por ser consumido por peixes (Montalto *et al.*, 1999; Penchaszadeh *et al.*, 2000), e estes são consumidos pelo homem juntamente com as cianotoxinas.

Bastviken *et al.* (1998) encontraram que os impactos decorrentes da atividade alimentar obtidos em experimentos de alimentação com *Dreissena*

polymorpha são consistentes com mudanças observadas na comunidade fitoplanctônica no rio Hudson. Logo, a realização de experimentos avaliando a conduta alimentar de moluscos filtradores é um aspecto importante na compreensão de possíveis impactos sobre as comunidades planctônicas ou sobre qualquer outro item que faça parte da dieta desses organismos.

O objetivo deste trabalho foi estimar as taxas de filtração de *Limnoperna fortunei* sobre espécies fitoplanctônicas de Chlorophyta: *Selenastrum capricornutum* e Cyanobacteria: *Microcystis viridis* e *Pseudanabaena* sp. Por intermédio dessa estimativa pretendeu-se analisar o uso de Cyanobacteria como alimento de *Limnoperna fortunei*.

Material e métodos

Foram utilizadas três espécies fitoplanctônicas como alimento para *Limnoperna fortunei*: *Selenastrum capricornutum* (Chlorophyta) e as espécies de Cyanobacteria *Microcystis viridis* (cultura unicelular) e *Pseudanabaena* sp. Todas as espécies foram obtidas mediante culturas do tipo “batch”, sendo *Selenastrum* mantido em meio LC oligo (Afnor, 1980, citado por Cetesb, 1991) e as espécies de Cyanobacteria em meio ASM-1 (Cetesb 1993). As culturas foram mantidas em câmara de germinação Fanem modelo 347 CDG com temperatura de 24°C e fotoperíodo de 16D/8N.

Os organismos de *L. fortunei* foram obtidos do cultivo do Laboratório de Ecotoxicologia Unidade II: Cultivo de macroorganismos - *Limnoperna fortunei* do Setor de Recursos da Água do CETEC (Estado de Minas Gerais, Brasil). Os exemplares de *L. fortunei* utilizados para cultivo foram coletados do Reservatório da Usina Binacional de Itaipu (Estado do Paraná, Brasil). Os organismos utilizados nos experimentos apresentaram comprimento entre 1,7cm a 2,0cm. Antes de cada experimento, os mexilhões foram lavados e escovados para retirar possíveis microorganismos aderidos a sua concha. Após a lavagem, os organismos foram mantidos por 24 horas sem alimento (Baker *et al.*, 1998).

Os experimentos consistiram de dois tratamentos: controle (sem mexilhão) e *Limnoperna* (com mexilhão). Cada tratamento foi realizado em par: controle e *Limnoperna*, com 7 a 9 réplicas. Os experimentos foram realizados em recipientes de vidro com 500mL de água e alimento. No tratamento com *Limnoperna* foi adicionado um mexilhão por recipiente. A água utilizada no experimento foi declarada através de aerção e filtrada em filtro de fibra de vidro GF/C para remoção de possíveis microorganismos contaminantes. O alimento (espécie de fitoplâncton)

foi acrescentado à água em quantidade suficiente para obter-se uma concentração final de $10^4 - 10^5$ partículas.mL⁻¹.

Os experimentos foram conduzidos em “jar-test” com uma rotação de 15 rpm, temperatura ambiente entre 23,5 e 24,5°C e temperatura da água entre 22 e 24°C. A duração de cada par de tratamentos foi de 1 hora, contada a partir da abertura da valva do mexilhão no tratamento *Limnoperna*. Ao final, a amostra de água + alimento era vigorosamente agitada para a ressuspensão de possíveis pseudofezes e posteriormente foram retiradas subamostras de 2mL para a contagem do fitoplâncton. O tecido do mexilhão foi retirado da concha para a estimativa do peso seco.

A contagem das espécies fitoplanctônicas foi realizada em hemocitômetro do tipo Neubauer, contando-se um mínimo de 400 partículas por amostra. Para cada espécie fitoplanctônica foram avaliadas as suas dimensões por meio de medidas em microscópio. Os dados foram utilizados para a estimativa da maior dimensão linear (GLD - *greatest linear dimension*) das partículas e do volume celular. O volume celular foi utilizado para a estimativa da concentração em biovolume (μm^3), que foi obtida pela multiplicação da concentração celular pelo volume celular. O volume celular foi estimado como uma aproximação a um sólido geométrico padrão que mais assemelhava-se à partícula (Root, 1981).

O tecido do mexilhão foi mantido em estufa a 60°C por pelo menos 48 horas. Após esse período, foi realizada a pesagem para a estimativa do peso seco, de acordo com Vanderploeg *et al.* (2001).

A taxa de filtração foi estimada através das concentrações das espécies fitoplanctônicas pela equação de Quayle (1948, citado por Owen, 1974) modificada:

$$TF = \frac{\ln C_c - \ln C_L}{t} \times \frac{V}{N} \quad (1)$$

em que:

- TF = taxa de filtração (mL.animal⁻¹.h⁻¹);
- C_c = concentração final no controle (μm^3 .mL⁻¹);
- C_L = concentração final nos frascos com o *Limnoperna fortunei* (μm^3 .mL⁻¹);
- t = duração do experimento em horas;
- V = volume da amostra em mL;
- N = número de mexilhões no recipiente;

Devido à ressuspensão das pseudofezes, a taxa de filtração estimada foi a taxa de filtração líquida. Essa taxa é baseada na retirada efetiva de partículas, isto é, apenas quantifica-se a parcela que é inalada.

Foi também estimada a taxa de filtração biomassa específica (TFE – mL.mgPS⁻¹.h⁻¹), que no cálculo de TF substitui-se o número de mexilhões

(N) pelo peso seco dos mesmos. A taxa de filtração biomassa específica é uma medida que permite uma melhor comparação entre organismos de diferentes tamanhos e espécies (Owen, 1974).

Para avaliar se o consumo de alimento pelo mexilhão foi significativo, um teste t-pareado entre as concentrações do alimento nos tratamentos controle e *Limnoperna* foi realizado. O teste não-paramétrico Kruskal-Wallis, seguido do teste de Tukey, foi realizado para avaliar as diferenças entre as taxas de filtração sobre as diferentes espécies fitoplanctônicas e entre as concentrações de alimento nos três experimentos (foi considerada a concentração do controle).

Resultados

Os mexilhões utilizados nos três experimentos apresentaram tamanho corporal similares (Tabela 1). O tamanho da partícula das espécies fitoplanctônicas utilizadas, avaliadas pela GLD, também foram similares, sendo a maior GLD de 10 µm encontrada para *Pseudanabaena* sp. (Tabela 1).

Tabela 1. Número de réplicas (n), tamanho e peso corporal dos indivíduos de *Limnoperna fortunei* utilizados nos três experimentos de alimentação e a maior dimensão linear (GLD - greatest linear dimension) do indivíduo das espécies fitoplanctônicas utilizadas como alimento. Média (desvio padrão).

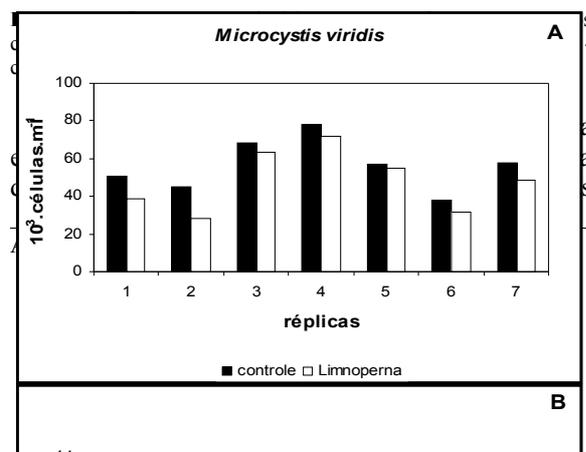
Experimento	n	Comprimento cm	Largura cm	Altura cm	Peso seco mg	GLD µm
<i>Microcystis viridis</i>	7	1,897 (0,114)	0,864 (0,061)	0,611 (0,041)	5,40 (0,81)	6,3 (1,4)
<i>Pseudanabaena</i> <i>a</i> sp	8	1,857 (0,055)	0,895 (0,059)	0,655 (0,032)	5,50 (2,23)	10,0 (3,5)
<i>Selenastrum capricornutum</i>	9	1,864 (0,112)	0,858 (0,061)	0,617 (0,048)	7,79 (2,01)	7,1 (1,5)

A concentração de alimento no experimento *Pseudanabaena* sp, em relação à densidade de partículas e de células, foi maior. No entanto, quanto ao biovolume, foi o experimento *Microcystis viridis* que apresentou uma maior concentração de alimento (Tabela 2; Figuras 1 a 3).

Tabela 2. Concentração média das espécies fitoplanctônicas no tratamento controle nas várias unidades estimadas.

Concentração	<i>Microcystis viridis</i>	<i>Pseudanabaena</i> sp	<i>Selenastrum capricornutum</i>
10 ³ partículas.mL ⁻¹	56,30 ^a	119,08 ^b	62,90 ^a
10 ³ células.mL ⁻¹	56,30 ^a	291,95 ^b	62,90 ^a
10 ³ µm ³ .mL ⁻¹	8,45 ^a	2,16 ^a	1,09 ^b

letras diferentes indicam que existe diferença significativa na concentração entre as espécies. (Tukey p = 0,0001).



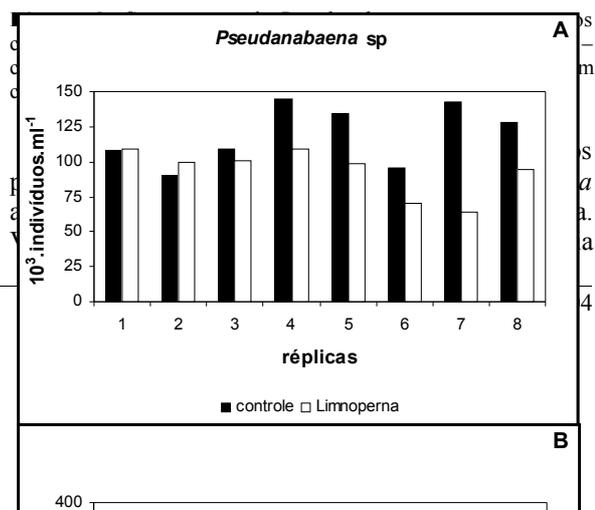
experimentos (Figuras 1 a 3). A redução da concentração na presença de *L. fortunei* foi observada para todas as unidades de concentração estimadas (partículas, células e biovolume): *Microcystis viridis* - células e biovolume p = 0,0041, *Pseudanabaena* sp - células e biovolume p = 0,0185 e partícula (indivíduo) p = 0,0322, e *Selenastrum capricornutum* - células e biovolume p = 0,0009.

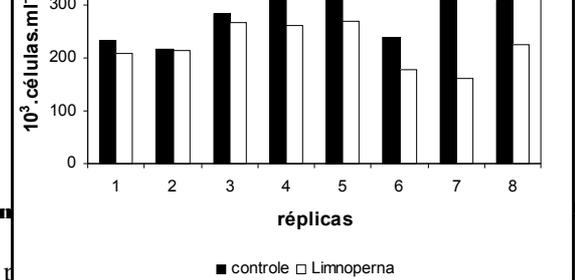
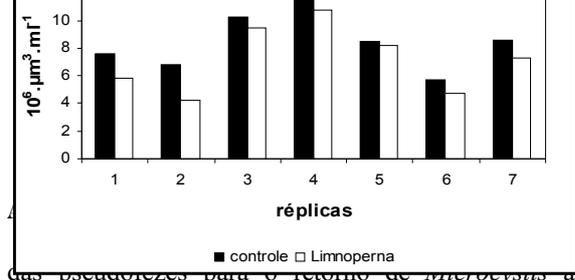
A Tabela 3 apresenta as taxas de filtração estimadas para *Limnoperna fortunei* nos três experimentos. *Limnoperna fortunei* apresentou uma taxa de filtração em torno de 100mL.animal⁻¹.h⁻¹ e uma taxa de filtração biomassa específica entre 12-25mL.mgPS⁻¹.h⁻¹. Não foram encontradas diferenças significativas entre as taxas de filtração para as diferentes espécies fitoplanctônicas. Todavia, no experimento com *Selenastrum*, ocorreu uma menor variação individual, que pode ser observada pelo desvio padrão relativamente menor.

Discussão

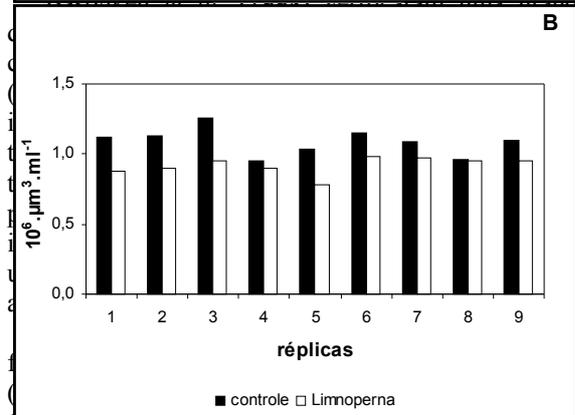
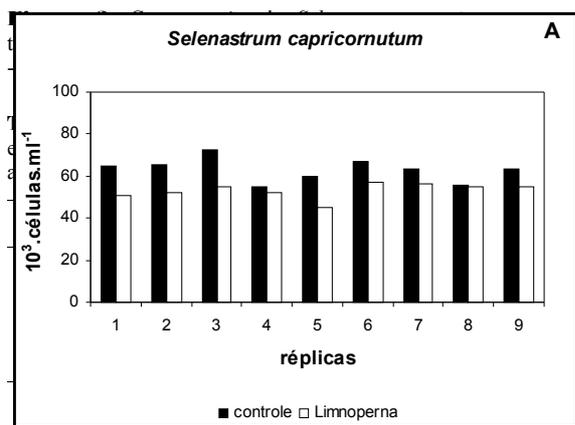
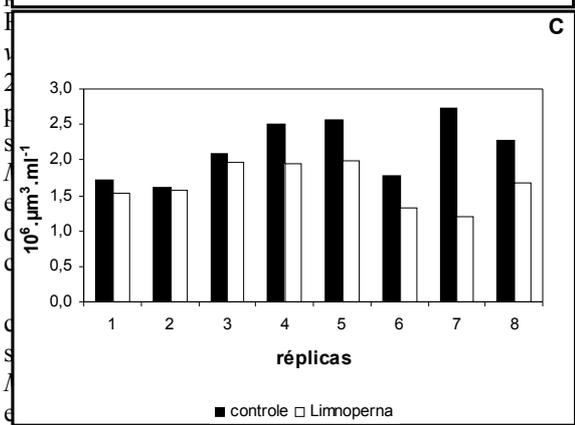
Um dos principais parâmetros avaliados quanto aos aspectos da atividade alimentar de organismos filtradores, como moluscos bivalves, é a taxa de filtração. A taxa de filtração de bivalves é uma medida indireta da taxa de passagem da água pela cavidade do manto. Esta taxa é obtida pela taxa de remoção do material em suspensão em um volume conhecido. A taxa de filtração será igual à taxa de bombeamento ("pumping rate" – medida direta do fluxo de água exalante) se ocorrer uma retenção pelo bivalve de 100% do material em suspensão; caso contrário, a taxa de filtração será menor que a taxa de bombeamento (Owen, 1974). Assim, a taxa de filtração é uma medida da capacidade de remoção de partículas (alimento) pelo organismo filtrador, sendo que quanto maior o valor para a taxa de filtração maior é a capacidade do organismo em retirar aquele item alimentar do ambiente.

Um dos principais problemas na estimativa da taxa de filtração de bivalves é a formação de pseudofeces, que subestimam a taxa de filtração. Pseudofeces são partículas que foram filtradas pelo organismo e após passarem pela cavidade do manto são expelidas para o ambiente embebidas em muco. A produção de pseudofeces está relacionada à alta concentração de alimentos e/ou à seleção do alimento (Kiørboe e Møhlenberg, 1981).





das pseudofeces para o retorno de *Microcystis* ao ambiente, após a filtração seletiva de *D. polymorpha*. Desta forma, as pseudofeces podem ter um importante papel ecológico, pois os organismos expelidos podem encontrar-se íntegros, retornando ao ambiente e a sua dinâmica ecológica. Nas estimativas de taxa de filtração, os organismos presentes nas pseudofeces não devem ser considerados como “filtrados”, ou seja, retirados do ambiente. Logo, a taxa de filtração estimada sem o descarte de pseudofeces (taxa de filtração líquida) equivale à retirada real do alimento do ambiente.



faixa ótima de filtração para bivalves lamelibrânquios - maiores ou iguais a 3 – 4 μm, segundo Owen (1974) - e para *Dreissena polymorpha* - maior que 5 μm, segundo Sprung e Rose (1988). Esse aspecto pode ter colaborado para a ausência de diferenças significativas nas taxas de filtração de *Limnoperna fortunei* para as três espécies fitoplanctônicas estudadas. Entretanto, apesar do tamanho similar, as espécies estudadas apresentam diferenças morfológicas e na divisão taxonômica, sendo que esta última, possivelmente, implicaria em diferenças bioquímicas.

Um outro fator que afeta negativamente a filtração de organismos é a alta concentração de alimento. Nos experimentos deste estudo, embora tenham sido encontradas diferenças, seja em partículas ou biovolume, a concentração das espécies fitoplanctônicas encontraram-se dentro da faixa considerada ideal para a filtração: até 10⁶

tóxicas e não-tóxicas (ver Baker *et al.*, 1998; Bastviken *et al.*, 1998; Vanderploeg *et al.*, 2001). Células isoladas de *Microcystis* e de outras Chroococcales são muito abundantes em ambientes naturais onde ocorrem esses táxons coloniais, seja em períodos de floração ou não. No caso de espécies tóxicas, a contribuição de células isoladas pode ser importante na bioacumulação de toxinas na cadeia trófica, pois estas apresentam uma maior facilidade de ingestão.

As taxas de filtração estimadas neste estudo foram similares às encontradas por Sylvester *et al.* (2004) para *Limnoperna fortunei* a 25°C (Tabela 4), temperatura próxima da qual foram realizados os experimentos deste estudo. Sylvester *et al.* (2004) encontraram taxas de filtração média de 17,7mL.mgPS⁻¹.h⁻¹ para mexilhões de 2,3cm de comprimento, e de 29,5 mL.mgPS⁻¹.h⁻¹ para os de 1,5cm. Neste estudo, as taxas de filtração variaram entre 11,91 e 24,52 mL.mgPS⁻¹.h⁻¹ para indivíduos com comprimento médio em torno de 1,9cm.

Quanto aos vários estudos realizados com *Dreissena polymorpha* (Tabela 4), deve-se salientar o estudo de Kryger e Riisgård (1998), o qual teve o intuito de estimar a taxa de filtração do mexilhão zebra em condições ótimas. Apesar dos valores mais baixos de TF encontrados por Kryger e Riisgård (1998) comparados aos encontrados neste estudo, observa-se que a temperatura em que foram realizados os experimentos foram distintas. Devido às taxas de filtração aumentarem com a temperatura como consequência do aumento metabólico, pode-se supor que as taxas encontradas por Kryger e Riisgård seriam similares às estimadas neste estudo se as temperaturas estivessem em uma mesma amplitude.

A alta variação nas taxas de filtração estimadas neste estudo, o que pode ser verificado pelo desvio padrão relativamente alto (Tabela 3), demonstra a variabilidade individual na capacidade de filtração de *Limnoperna fortunei*. Esta diferença inter-individual também foi verificada por Sylvester *et al.* (2004) em seu estudo com *Limnoperna fortunei*. A menor variação na taxa de filtração individual encontrada no experimento com *Selenastrum* pode ser decorrente

dessa espécie ser utilizada como alimento para a manutenção do cultivo do mexilhão dourado. Por conseguinte, os indivíduos utilizados no experimento estariam pré-adaptados a esse item alimentar, o que pode ter causado uma "homogeneização" do comportamento alimentar destes.

A ausência de diferenças na utilização (taxa de filtração) de espécies de cianobactérias, especialmente células isoladas de *Microcystis viridis* e *Selenastrum capricornutum*, por *Limnoperna fortunei* pode indicar que essas espécies sejam bem utilizadas pelo mexilhão dourado no ambiente natural. Isto é reforçado pelo fato de *Selenastrum capricornutum* ser uma espécie amplamente utilizada e considerada ótima para a

manutenção do cultivo de cladóceros zooplancônicos; organismos estes muito sensíveis à qualidade alimentar. Desta forma, o risco de problemas de bioacumulação de cianotoxinas por *Limnoperna fortunei* é eminente, uma vez que foi efetiva a utilização de células isoladas de *Microcystis viridis*, espécie potencialmente tóxica (Chorus e Bartram, 1999; Komárek e Komárková, 2002), pelo mexilhão. Além disso, o uso de outras espécies de *Microcystis* seria possível em relação ao tamanho celular, pois este não seria limitante; entretanto, como salientado por Vanderploeg *et al.* (2001), o uso de *Microcystis* é dependente da palatabilidade da cepa.

Tabela 4. Comparação das taxas de filtração estimadas para *Limnoperna fortunei* neste estudo com as reportadas para diversas espécies de Bivalvia.

Animal	Alimento	Técnica	°C	TF mL.animal ⁻¹ .h ⁻¹	TFE mL.mgPS ⁻¹ .h ⁻¹	Fonte
<i>Limnoperna fortunei</i>	<i>Microcystis viridis</i> (Cyanobacteria)	contagem celular	23,5- 24,5	92,45	17,20	Este estudo*
	<i>Pseudanabaena</i> sp (Cyanobacteria)			133,75	24,52	
	<i>Selenastrum capricornutum</i> (Chlorophyta)			89,19	11,91	
<i>Limnoperna fortunei</i>	<i>Chlorella vulgaris</i> (Chlorophyta)	contagem celular	15		9,9 ^a /17,7 ^b	Sylvester <i>et al.</i> , 2004 *
			20	-	13,1 ^a /20,8 ^b	
			25		17,7 ^a /29,5 ^b	
<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Chlorella vulgaris</i> (Chlorophyta)	Coulter Counter	20	690	9,32	Kryger e Riisgård, 1988 *
				660	8,35	
				624	10,06	
<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Chlamydomonas eugametos</i> (Chlorophyta)	Coulter Counter	15	100-200	-	Kraak <i>et al.</i> , 1994 *
<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Escherichia coli</i> (bactéria)	radioisó - topo	-	-	8,6	Silverman <i>et al.</i> , 1995 *
<i>Corbicula fluminea</i>					0,3	
<i>Carunculina texasensis</i>					0,1	
<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Cyanobacteria)	Coulter Counter	16		130	Baker <i>et al.</i> , 1998 **
				<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Chlorophyta)		
<i>Perna perna</i>	<i>Chaeteros gracilis</i> (Bacillariophyceae)	Absorbân - cia em espectro -fotômetro	20 ± 2		1,04	Pessati <i>et al.</i> , 2002 *

* estimou-se a taxa de filtração líquida.

** estimou-se a taxa de filtração bruta.

a - indivíduos com 23±1mm de comprimento.

b - indivíduos com 15±1mm de comprimento.

Sylvester *et al.* (2004) alertaram sobre os possíveis impactos ambientais de *Limnoperna fortunei* devido ao seu alto potencial de filtração. Os autores salientaram as alterações ecológicas sobre o seston e o balanço energético ocasionadas pela retirada de partículas em suspensão pelo mexilhão. Como exposto acima, pode-se adicionar a bioacumulação de cianotoxinas aos possíveis impactos e problemas ambientais ocasionados por *L. fortunei*.

Conclusão

Pelos resultados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que a espécie invasora *Limnoperna fortunei* utiliza *Microcystis viridis* (células isoladas), *Pseudanabaena* sp e *Selenastrum capricornutum* de forma indiferenciada, pois apresenta taxas de filtração líquida iguais. Deve-se enfatizar que existe

um risco eminente de bioacumulação de cianotoxinas por *Limnoperna fortunei*, pois este utiliza efetivamente células isoladas de *Microcystis viridis*, espécie altamente tóxica.

Agradecimentos

À Companhia de Energia Elétrica de Minas Gerais - Cemig - pelo financiamento da pesquisa através do projeto P&D da Aneel: Pesquisa para o desenvolvimento de Ecotecnologias de prevenção e controle de *Limnoperna fortunei* - estudo de caso Reservatório de Volta Grande.

Referências

BAKER, S. M. *et al.* Selective feeding and biodeposition by zebra mussels and their relation to changes in phytoplankton composition and seston load. *J. Shellfish Res. Sou.*, Socethampton, v. 17, n. 4, p. 1207-1213, 1998.

- BASTVIKEN, D. T. *et al.* Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. *Freshw. Biol.*, London, v. 39, p. 375-386, 1998.
- CETESB. Norma técnica L5.020 – Água- Teste de toxicidade com *Chlorella vulgaris*. São Paulo: Cetesb, 1991.
- CETESB. Norma técnica L5.025 – Água – Teste para a avaliação da toxicidade aguda de cianofíceas (algas azuis). São Paulo: Cetesb, 1993.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health - consequences, monitoring and management*. London: World Health Organization, 1999.
- DARRIGRAN, G.; ESCURRA DE DRAGO, I. Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia : Mytilidae) in South America. *Nautilus*, Melboceme, v. 114, n. 2, p. 69-73, 2000.
- DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. The recent introduction of a freshwater Asiatic bivalve, *Limnoperna fortunei* (Mytilidae) into South America. *Veliger*, Santa Bárbara, v. 38, n. 2, p. 171-175, 1995.
- DREHER-MANSUR, M. C. *et al.* *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), molusco bivalve invasor, na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, Porto Alegre, v. 7, n. 2, p. 147-149, 1999.
- KIØRBOE, T.; MØHLENBERG, F. Particle selection in suspension-feeding bivalves. *Marine Ecology – Progress Series*, Berlin, v. 5, p. 291-296, 1981.
- KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ, J. Review of the European *Microcystis* morphospecies (Cyanoprokaryotes) from nature. *Czech Phycol.*, Prague, v. 2, p. 1-24, 2002.
- KRAAK, M. H. S. *et al.* Short term effects of metals on the filtration rate of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Environ. Pollut.*, Essex, v. 84, p. 139-143, 1994.
- KRYGER, J.; RIISGÅRD, H. U. Filtration rate capacities in 6 species of European freshwater bivalves. *Oecologia*, Berlin, v. 77, p. 34-38, 1988.
- MONTALTO, L. *et al.* Peces del río Paraná Medio predadores de una especie invasora: *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae). *Revista FABICIB*, v. 3, p. 85-101, 1999.
- MORTON, B. Some aspects of the biology and functional morphology of the organs of feeding and digestion of *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Bivalvia: Mytilacea). *Malacologia*, Philadelphia, v. 12, p. 265-281, 1973.
- OWEN, G. Feeding and digestion in the Bivalvia. *Adv. Comp. Physiol. Biochem*, San Diego, v. 5, p. 1-35, 1974.
- PASTORINO, G. *et al.* *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata. *Neotropica*, La Plata, v. 39, n. 101-102, p. 34, 1993.
- PENCHASZADEH, P. E. *et al.* Predation of the invasive freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) by the fish *Leporinus obtusidens valenciennes*, 1846 (Anostomidae) in the rio de la Plata, Argentina. *J. Shellf. Res.*, Southampton, v. 19, n.1, p. 229-231, 2000.
- PESSATTI, M. L. *et al.* Variability of filtration and food assimilation rates, respiratory activity and multixenobiotic resistance (MXRr) mechanism in the mussel *Perna perna* under lead influence. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v. 62, n. 4A, p. 651-656, 2002.
- RICCIARDI, A. Global range expansion of the Asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): Another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling*, Chur, v. 13, n.2, p. 97-106, 1998.
- ROLLA, M. E. *et al.* *O mexilhão dourado, uma ameaça às águas e hidrelétricas brasileiras*. Belo Horizonte: Cemig, 2004.
- ROOT, E. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Scheiwiz. Z. Hydrol.*, v. 43, p. 35-62, 1981.
- SILVERMAN, H. *et al.* Filtration and utilization of laboratory-cultured bacteria by *Dreissena polymorpha*, *Corbicula fluminea*, and *Carunculina texasensis*. *Biol. Bull.*, Woods Hole, v. 189, p. 308-319, 1995.
- SPRUNG, M.; ROSE, U. Influence of food size and food quantity on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. *Oecologia*, Berlin, v. 77, p. 526-532, 1988.
- SYLVESTER, F. *et al.* Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia*, Dordrecht, 2004 (in press).
- VANDERPLOEG, H. A. *et al.* Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Ottawa, v. 58, p. 1208-1221, 2001.
- VASCONCELOS, V. M. Cyanobacterial toxins in Portugal: effects on aquatic animals and risk for human health. *Braz. J. Med. Biol. Res.*, Ribeirão Preto, v.32, n.3, p. 249-254, 1999.

Received on June 21, 2004.

Accepted on December 06, 2004.

A