



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Desenvolvimento de metodologia para controle das larvas de *Limnoperna fortunei* com o uso de radiação ultravioleta e seus impactos sobre *Microcystis aeruginosa* potencialmente presentes na água superficial

CINTIA PINHEIRO DOS SANTOS

PORTO ALEGRE

MAIO, 2011



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia



Desenvolvimento de metodologia para controle das larvas de *Limnoperna fortunei* com o uso de radiação ultravioleta e seus impactos sobre *Microcystis aeruginosa* potencialmente presentes na água superficial

Cintia Pinheiro dos Santos

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências com ênfase em Ecologia.

Orientador: Profa. Dra. Maria Teresa Raya Rodriguez
Co-orientador: Profa. Dra. Maria Cristina Dreher Mansur

Comissão Examinadora
Prof. Dra. Alice Michiyo Takeda
Prof. Dra. Andréa Moura Bernardes
Prof. Dra: Catarina da Silva Pedrozo

Porto Alegre, maio de 2011.

AGRADECIMENTOS

A minha querida amiga e orientadora Dra. Maria Teresa Raya Rodriguez, pela amizade, paciência muito grande em apontar e corrigir meus erros, por ampliar meus conhecimentos científicos e acima de tudo pela oportunidade oferecida de compartilhar atividades de laboratório.

A minha querida amiga e co-orientadora Dra. Maria Cristina Dreher Mansur, pelo carinho, incentivo e apoio continuados e, mais que tudo, pela maneira fraternal com a qual sempre amenizou as dificuldades no decorrer deste trabalho.

Ao meu amor Rafael dos Santos de Azevedo pela compreensão, carinho e companheirismo durante o tempo de estudos.

A minha família, Sr. Agenor Florentino dos Santos (*in memoriam*) e Sr^a Maria Marlene Pinheiro dos Santos, Priscila Pinheiro dos Santos, o amor, a educação, os princípios éticos, o exemplo, a simplicidade, a determinação, a força e a coragem entre outras.

As minhas amigas Marinei Vilar Nehrke e Vanessa Gazulha Paulo pela amizade, a grande contribuição com a realização das atividades do projeto, obtenção de dados, a colaboração com idéias, a leitura crítica do manuscrito e parceria no projeto.

Ao Manuel Luiz Leite Zurita e ao José Paulo Martins, pela concepção e cálculos da parte relativa à engenharia, pois sem eles não seria possível colocar em prática os testes na estação piloto.

Aos colegas de laboratório, Letícia Rafaelli, Arthur Schramm de Oliveira, Paulo Eduardo Aydos Bergonci, pelo auxílios em saídas de campo, contagem de larvas fundamental para obtenção dos dados do projeto.

A direção do Centro de Ecologia e ao programa de Pós-graduação em Ecologia da UFRGS pela possibilidade de realização do curso e do projeto de tese.

À Tractebel ENERGIA/SUEZ pelo financiamento do projeto no âmbito do Programa de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico do Setor de Energia Elétrica regulado pela ANEEL e pela bolsa de doutorado concedida.

Ao CNPq edital Universal, agradeço pelo financiamento de parte trabalho.

Enfim a todas as pessoas que de uma forma ou outra contribuíram no trabalho, possibilitando que ele fosse realizado, meu sincero obrigado!

RESUMO

Este trabalho objetivou adaptar um método de controle de larvas do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) com a utilização de radiação ultravioleta e verificar seu efeito sobre cianobactérias e cianotoxinas presentes na água. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), conhecido vulgarmente como mexilhão dourado é proveniente do sudeste asiático. Foi, provavelmente, introduzido nos nossos mananciais, não intencionalmente, através da água de lastro, com os primeiros registros na América do Sul, em 1991, no Rio da Prata, nas proximidades de Buenos Aires, Argentina. No Brasil foi visto pela primeira vez na área do Delta do Jacuí, em frente ao porto de Porto Alegre, RS, no ano de 1998. Além de ameaçar à biodiversidade de ecossistemas, vem provocando a obstrução das tubulações e trocadores de calor junto às estações de tratamento de água e indústrias que utilizam água bruta para resfriamento. As estações de tratamento, além de enfrentarem problemas com o entupimento pelo mexilhão, defrontam-se também com as florações de cianobactérias. As florações, conhecidas também como *blooms*, são eventos de multiplicação e acumulação de microalgas ou cianobactérias nos corpos hídricos, que podem durar de algumas horas ao longo do dia a meses. As cianobactérias podem liberar cianotoxinas que estão presentes principalmente no interior das células, e são liberadas na lise celular, que ocorre principalmente por senescência natural. Os experimentos foram realizados em uma unidade piloto, onde concentrações conhecidas de larvas do mexilhão dourado foram submetidas a doses de radiação ultravioleta, na faixa de 200 a 800 mWs/cm². As amostras de água bruta utilizadas nos testes foram avaliadas por meio de métodos analíticos adequados (APHA, 2005). Foram determinados os parâmetros de temperatura (°C), pH, turbidez (NTU), dureza (mgCaCO₃/L) e sólidos suspensos (mg/L), os quais poderiam influenciar nas condições dos testes.

As mesmas condições testadas para o mexilhão foram utilizadas nos experimentos com cianobactérias. As larvas de mexilhão dourado e a água bruta utilizada no experimento foram obtidos no delta do Jacuí, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. A cianobactéria *Microcystis aeruginosa*, produtora de microcistina, foi cultivada em laboratório. A mortalidade instantânea das larvas aproximou-se dos 100% nas condições do teste com a dosagem de 781mWs/cm², com DL₅₀ de 324 mWs/cm². Na água residual dos experimentos de exposição à radiação UV, foram realizados ensaios ecotoxicológicos crônicos com *Pimephales promelas*, *Ceriodaphnia dubia* e *Selenastrum capricornutum*, a fim de detectar a presença de subprodutos que poderiam gerar toxicidade aos organismos de diferentes níveis tróficos. Os resultados desta avaliação ecotoxicológica não demonstraram toxicidade residual. Os dados obtidos demonstraram-se satisfatórios no controle das

larvas de mexilhão, entretanto não promoveram a lise das células de *M. aeruginosa* e a consequente liberação de microcistinas nas condições testadas.

Palavras-chave: radiação UV, controle de larvas, cianobactérias, dosagem

ABSTRACT

L. fortunei (Dunker, 1857), commonly known as golden mussel comes from Southeast Asia. It might have been unintentionally introduced in our water sources through ballast water, with the first records in 1991, in Rio de la Plata, near Buenos Aires, Argentina, South America. In Brazil it was first seen in 1998, in Jacuí Delta, opposite Porto Alegre's harbor. Besides threatening the biodiversity of ecosystems, this mussel has caused the obstruction of pipes and heat exchangers along the water treatment plants and industries that use raw water for cooling. Treatment plants facing problems with the clogging of mussels also have to contend with the cyanobacterial blooms. The blooms are events of multiplication and accumulation of algae or cyanobacteria in water bodies that can last from a few hours to days or months. The cyanobacteria may release cyanotoxins present mainly in cells and are released upon cell lysis, which occurs primarily by natural senescence. Thus, the aim of study is to adapt a control method of golden mussel larvae (*L. fortunei*) using ultraviolet radiation and verify its effect on cyanobacteria and cyanotoxins in the water. The experiments were performed in a pilot unit, where known concentrations of mussel larvae were subjected to doses of ultraviolet radiation ranging from 200 to 800 mWs/cm², and the quality of water used, evaluated. The same conditions tested for the mussels were used in experiments with cyanobacteria. Mussel larvae and raw water used in the experiments were obtained from the Jacuí Delta, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brazil. The cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*, which produces microcystin, was grown in culture in our laboratory. The instantaneous mortality of larvae was approximately 100% with 781mWs/cm² in test conditions, with LD50 of 324 mWs/cm². Ecotoxicological tests were performed with *Pimephales promelas*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Selenastrum capricornutum*, to detect the presence of byproducts that could cause toxicity to organisms of different trophic levels in the residual water. The results of ecotoxicological evaluation showed no residual toxicity. The data showed to be satisfactory in larvae control, but did not cause lysis in cells of *M. aeruginosa* and the consequent release of microcystins in the water.

Keywords: UV radiation, control of larvae, cyanobacteria, dose.

APRESENTAÇÃO

A presente tese de doutorado foi produzida no formato de artigos. Está composta por uma parte introdutória, que inclui o objetivo geral, os objetivos específicos e a revisão bibliográfica, seguida pelos artigos (**Artigo I** e **Artigos II** manuscritos) e pelas considerações finais.

Os seguintes artigos compõem a presente tese de doutorado:

ARTIGO I.

Desenvolvimento de metodologia para controle de larvas do Mexilhão Dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) com uso de Radiação Ultravioleta. Será submetido ao Environmental Science & Technology.

ARTIGO II.

Controle das larvas de *Limnoperna fortunei* através da radiação ultravioleta e seus efeitos sobre a liberação e remoção de microscistinas (*Microcystis aeruginosa*). Será submetido à Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	3
RESUMO.....	5
ABSTRACT	7
APRESENTAÇÃO	8
LISTA DE FIGURAS.....	12
LISTA DE TABELAS	13
1.INTRODUÇÃO GERAL	14
1.2 AS BIOINVASÕES NO GLOBO TERRESTRE	14
1.3 MEXILHÃO DOURADO	15
1.4 CONTROLE POPULACIONAL DO MEXILHÃO DOURADO E OUTROS MOLUSCOS LÍMNICOS.	17
1.5 FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS NOCIVAS.....	19
1.6 DEGRADAÇÃO DAS CIANOTOXINAS	20
1.7 PADRÕES DE POTABILIDADE – OMS E PORTARIA MS 518/2004.....	21
1.8 TRATAMENTO DE ÁGUA E REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NO BRASIL.....	21
1.9 RADIAÇÃO	23
1.9.1 Radiação ultravioleta	23
1.9.2 Desinfecção	24
1.9.3 Efetividade germicida da radiação ultravioleta.....	25
1.9.4 Tempo de contato	25
1.9.5 A Dose de radiação ultravioleta.	25
1.9.6 A radiação ultravioleta na inativação de microrganismos	25
1.9.7 Subprodutos da Desinfecção com radiação UV	27
1.10. ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS	28
2. OBJETIVOS	29

2.1. GERAL	29
2.2. ESPECÍFICOS.....	29
3. DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIA PARA CONTROLE DE LARVAS DO MEXILHÃO DOURADO <i>LIMNOPERNA FORTUNEI</i> (DUNKER, 1857) COM USO DE RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA -ARTIGO1	31
3.1.INTRODUÇÃO.....	32
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	37
3.2.1. Montagem, instalação da unidade piloto e cálculo de dosagem de UV.	37
3.2.1.1. Unidade Piloto.....	37
3.2.1.2.Características dos reatores de UV	38
3.2.1.3.Cálculo da Dosagem de UV	38
3.2.2. Etapas de preparo para os testes: coleta, quantificação, aclimação e sobrevivência larval.....	39
3.2.2.1. Coleta de água e de organismos teste.....	39
3.2.2.2. Quantificação da densidade larval (Estágio véliger).....	39
3.2.3. Pré-teste de sobrevivência larval.....	39
3.2.4. Aclimação dos organismos para os testes.....	39
3.2.5. Delineamento experimental	40
3.2.6. Análises Ecotoxicológicas.....	40
3.2.7. Análise de dados	41
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
3.3.1. Pré-teste de resistência larval	41
3.3.2. Experimentos	41
3.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	43
3.5. AGRADECIMENTOS.....	44
3.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44
4. CONTROLE DAS LARVAS DE <i>LIMNOPERNA FORTUNEI</i> ATRAVÉS DA RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA E SEUS EFEITOS SOBRE A LIBERAÇÃO E REMOÇÃO DE MICROSCISTINAS EM <i>MICROCYSTIS AERUGINOSA</i>-ARTIGO 2-55	
RESUMO.....	55
ABSTRACT	56

4.1.INTRODUÇÃO	57
4.2. METODOLOGIA	60
4.2.1.Coleta de larvas para os experimentos	60
4.2.2.Cultivo de <i>Microcystis aeruginosa</i>	60
4.2.3. Quantificação da densidade larval (veliger) e densidade celular de <i>M. aeruginosa</i>.....	60
4.2.4. Experimento	61
4.2.5. Efeitos avaliados no experimento	61
4.2.6. Análise de Toxinas	62
4.2.7. Avaliação dos efeitos da radiação UV no crescimento de <i>M. aeruginosa</i>	62
4.2.8. Análises Estatísticas.....	62
4.3.RESULTADOS E DISCUSSÃO	62
4.4.CONCLUSÃO.....	68
4.5.AGRADECIMENTOS	68
4.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	68
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	74
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO-1

- Figura 1: Desenho esquemático do funcionamento da unidade piloto.....50
- Figura 2: Unidade piloto, onde foram realizados os testes de exposição de larvas de *L.fortunei* à radiação ultravioleta, Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.....50
- Figura 3: Mortalidade média em água deionizada e água bruta.....54
- Figura 4: Equação de regressão e coeficiente de determinação entre a mortalidade larval de mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), em diferentes dosagens (mWs/cm^2) de exposição a radiação ultravioleta em água bruta com turbidez máxima de 22NUT54

ARTIGO-2

- Figura 1: Desenho esquemático da unidade piloto.....62
- Figura 2: Densidade celular de *Microcystis aeruginosa* ($\times 10^4$ céls. mL^{-1} , $n=3$) antes e depois da exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas.....61
- Figura 3: Remoção de MC-LR ($\mu\text{g L}^{-1}$, $n=3$) de *M. aeruginosa* em exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas.....62
- Figura 4: Densidade celular de *Microcystis aeruginosa* ($\times 10^4$ céls mL^{-1} , $n=3$) em exposição à radiação UV em diferentes dosagens.....63
- Figura 5: Percentual de remoção de MC-LR ($\mu\text{g L}^{-1}$, $n=3$) de *M. aeruginosa* em exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas (1936, 3872, 5809, 7745, 9681, 15490 mWs/cm^2).....64
- Figura 6: Densidade celular de *M. aeruginosa*, em escala logarítmica, após testes de exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas (1936, 3872, 5809, 7745, 9681, 15490 mWs/cm^2).....65

LISTA DE TABELAS

ARTIGO-1

Tabela 1: Qualidade da água bruta utilizada a cada teste nos experimentos de bancada. Condição de Qualidade segundo CONAMA 357/2005 para classe 1 (C1).....	49
Tabela 2: Qualidade da água deionizada utilizada nos experimentos de bancada.....	49
Tabela 3: Cálculo da dosagem de radiação ultravioleta; mortalidade larval percentual média em água deionizada (AD) e água bruta (AB) das larvas de <i>Limnoperna fortunei</i> resultante em cada experimento na unidade piloto.....	49
Tabela 4: Mortalidade percentual das larvas de mexilhão dourado após exposição à radiação ultravioleta em água deionizada (AD) e água bruta (AB).....	50
Tabela 5: Correlações (Pearson) entre a dosagem da radiação ultravioleta, mortalidade das larvas do mexilhão dourado e variáveis de qualidade da água bruta. Dosagem (DOS), Dureza (DUR), pH, Sólidos suspensos (SSP), Turbidez (TUR), Mortalidade (MOR).....	51
Tabela 6. Resultados do Teste de ecotoxicidade grupo controle.....	53
Tabela 7. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 781 mWs/cm ²	53
Tabela 8. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 547 mWs/cm ²	53
Tabela 9. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 456 mWs/cm ²	53
Tabela 10. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 313 mWs/cm ²	53
Tabela 11. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 260 mWs/cm ²	53

ARTIGO-2

Tabela 1: Concentração média de microscistinas antes e após exposição à radiação UV com dosagens de 781,547,456,313 mWs/cm ²	62
Tabela 2: Concentração média de microscistinas antes e após exposição à radiação UV em diferentes dosagens (1936, 3872,5809,7745,9681,15490 mWs/cm ²).....	63

1. INTRODUÇÃO GERAL

A degradação da qualidade da água e a invasão de espécies nos mananciais hídricos como lagos e reservatórios predominantemente utilizados para abastecimento público, irrigação e recreação é um fato bastante preocupante. O processo de eutrofização nesses ecossistemas favorecido pelo enriquecimento de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, muitas vezes vem acompanhado de florações de algas tóxicas. As espécies invasoras e as cianobactérias, produtoras de cianotoxinas, podem acarretar problemas à saúde de humanos e animais, além da elevação nos custos do tratamento de águas destinadas ao abastecimento, devido à necessidade de remoção de aglomerados, material particulado, toxinas, gosto e odores indesejáveis.

1.2 As bioinvasões no globo terrestre

São múltiplas e crescentes as atividades humanas que estão na origem de profundas alterações nos sistemas ecológicos. Traduzem-se, por exemplo, pela perda e fragmentação dos habitat naturais, alterações dos ciclos minerais, poluição do solo, do ar e da água, alterações climáticas e invasão por espécies exóticas (KOLAR; LODGE, 2001). Segundo TUNDISI et al. (2003) os impactos das alterações dos ecossistemas aquáticos sobre a biodiversidade aquática podem ser assim sintetizados: introdução de espécies exóticas, especialmente espécies predadoras; remoção de vegetação ciliar de rios tributários de lagos ou represas, remoção de áreas alagadas; eutrofização excessiva; uso excessivo de equipamentos de recreação; construção em áreas alagadas; aumento da navegação e transporte; aumento da toxicidade aquática; poluição e contaminação; construção de represas; aumento do material em suspensão na água; alteração do nível da água e interferência no regime hidrológico.

As companhias de comércio operam globalmente (WALKER, 2005), contribuindo para a eliminação ou redução das barreiras naturais que sempre separaram e mantiveram a integridade dos ecossistemas (SILVA et al., 2004). Calcula-se que cerca de 10 bilhões de toneladas de água de lastro são transferidas anualmente e cerca de 3.000 espécies de plantas e animais sejam transportadas por dia em todo o mundo (CARLTON; GELLER, 1993) o que explicaria a invasão exponencial e sem precedentes de espécies exóticas ao redor do globo terrestre (TAVARES; MENDONÇA, 2004). Dentre estas espécies veiculadas nem todas terão êxito na colonização de novas áreas e somente algumas, tornam-se pragas efetivamente. Isto depende da capacidade inerente (provavelmente genética) de cada espécie em ser

potencialmente invasora e resistente às condições encontradas nos tanques da água de lastro (DARRIGRAN, 2002).

Entre todas estas alterações, a invasão de um habitat por uma espécie exótica, que conduz, freqüentemente, à ocupação e domínio do novo território, é das situações mais difíceis de controlar e restaurar. O problema coloca-se quando as espécies exóticas se tornam invasoras, ameaçando a sobrevivência das espécies nativas. As espécies invasoras são pois aquelas que têm a capacidade de competir e, freqüentemente, substituir outras espécies nos seus “habitats” naturais, adaptando-se aos novos ambientes, distribuindo-se rapidamente para além dos locais onde foram introduzidas e passando a interferir no desenvolvimento natural das comunidades invadidas (MOONEY; DRAKE, 1986; LODGE, 1993).

As espécies exóticas são consideradas invasoras quando adaptam-se às condições climáticas regionais e multiplicam-se rapidamente no ambiente, provocando, através de maneiras diferentes (predação, competição, etc.), a eliminação de espécies nativas. O efeito negativo das espécies exóticas invasoras sobre as espécies nativas ocorre pelo fato de possuírem atributos físicos e comportamentais que as tornam mais competitivas, como, alta capacidade reprodutiva, crescimento acelerado e rápida maturidade sexual, entre outros (MORTON, 1996). A invasão biológica é considerada hoje, pela comunidade científica, como um elemento importante nas mudanças globais e uma ameaça à biodiversidade (DARRIGRAN, 2002). Além disso, pode acarretar perdas econômicas e prejuízos à saúde humana (MANSUR et al., 2004).

Uma vez instaladas no novo ambiente, as espécies potencialmente invasoras podem causar: impactos complexos e incalculáveis em diferentes compartimentos do ecossistema, alterando a integridade das comunidades naturais; problemas sanitários imprevisíveis; e, nos sistemas construídos pelo homem, prejuízos econômicos que ultrapassam a casa dos bilhões de dólares americanos (MACKIE; CLAUDI, 2010).

1.3 Mexilhão dourado

O mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) é uma espécie invasora de origem asiática. Foi introduzido em ecossistemas aquáticos continentais do sul da América do Sul, no início da década de 1990. Em fins de 1998 e início de 1999, sua presença foi constatada, pela primeira vez, nas águas do Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul (MANSUR et al. 1999).

Acredita-se que o mexilhão dourado tenha sido introduzido no Rio Grande do Sul, acidentalmente através de uma contaminação secundária por navios argentinos (MANSUR et

al., 2003). Através de seu crescimento descontrolado, sua alta capacidade reprodutiva (MORTON, 1996), pela falta de predadores eficazes (DARRIGRAN; PASTORINO, 2003) e incrustando-se nos cascos de embarcações (DARRIGRAN et al., 2006), vem se multiplicando e dispersando-se pelo Estado através das bacias hidrográficas (MANSUR et al., 2004).

Limnoperna fortunei é encontrada nos ambientes de água doce que variam do lântico ao lótico até águas muito rápidas como no interior de encanamentos ou adutoras (MORTON, 1973). Segundo este mesmo autor (op. cit.), nos ambientes mais calmos os fios de bisso são mais fracos e em pequeno número. Assim o animal pode facilmente descolar-se do substrato e procurar por um local melhor. Nas águas correntes, ele dispende mais energia construindo um forte aparelho bissal, formando um aglomerado fortemente aderido ao substrato (DARRIGRAN, 2002). Os espaços existentes entre os indivíduos maiores são preenchidos por indivíduos de tamanhos medianos e as frestas restantes pelos menores. O aglomerado torna-se assim, uma estrutura muito compacta. Os indivíduos cujas terminações lisas e afiladas atapetam a superficial externa do aglomerado, dificilmente podem ser removidos ou capturados pelos predadores (SANTOS et al., 2008).

Estudos sobre o comportamento do mexilhão dourado foram desenvolvidos por URYU et al. (1996). Estes autores descobriram que os indivíduos com comprimentos entre 5 a 12mm apresentam grande mobilidade, podendo secretar e descolar o bisso na busca por um local ideal. O tigmotactismo (sensibilidade ao toque) foi também observado pelos autores (op. cit.) e descrito como altamente positivo para o assentamento em rachaduras ou frestas ou junto aos indivíduos maiores. À medida que crescem perdem a mobilidade e acima de aproximadamente 28mm de comprimento não podem mais se mover sobre o substrato.

Dentro dos sistemas fechados, como estações de tratamento de água e unidades hidroelétricas, o mexilhão dourado vem causando diversos problemas destacando-se: entupimento nas tubulações, nos filtros, nas bombas captadoras de água e nos trocadores de calor. Com isso, torna-se necessária a desativação das turbinas, temporariamente, para a remoção do molusco e a manutenção de maquinários, transformando-se em prejuízo financeiros (DARRIGRAN et al., 2000). *Limnoperna fortunei* não está causando apenas impactos econômicos no Brasil, mas também modificando a composição da fauna bentônica e deslocando espécies nativas de moluscos. Por outro lado, vem integrando total ou parcialmente a dieta de algumas espécies, tornando-se o principal item alimentar de peixes nativos (DARRIGRAN, 2002). Atualmente, existem vários métodos de controle e remoção das incrustações, conhecidas como “macrofouling”. Nenhum método utilizado tem sido

definitivo, havendo a necessidade de se pesquisar alternativas mais eficientes. Existem várias tentativas para o controle biológico, químico e físico, com suas limitações próprias, não podendo ser considerados como totalmente eficazes (OTAKI et al., 2000).

1.4 Controle populacional do mexilhão dourado e outros moluscos límnicos.

Diversos métodos físicos e químicos de controle populacional foram testados e desenvolvidos com eficiência para outras espécies de moluscos. Os métodos químicos são de uso comum, mas quando utilizados indiscriminada ou diretamente no ambiente, podem causar impactos ambientais consideráveis, afetando outras espécies. As substâncias químicas utilizadas apresentam características de toxicidade tanto para a espécie praga quanto para espécies nativas. Assim, para sua aplicação é imprescindível uma avaliação prévia da toxicidade desses métodos químicos (FILIPPO, 2003). Entre os métodos químicos encontra-se o uso de cloro, dióxido de cloro, sulfato de cobre que podem provocar anoxia e hipoxia no ambiente (GIORDANI et al., 2003; CLAUDI; MACKIE, 1994).

Alguns químicos como o sulfato de cobre são utilizados para controle do mexilhão dourado, estes são diluídos na água bruta em concentrações de 0,5 a 2 mg/L (COLARES et al., 2002). Cabe salientar que o sulfato de cobre pode acumular gradativamente nos organismos vivos e no sedimento. O preocupante é o destino dos efluentes gerados pela aplicação deste controlador e o seu destino. Segundo BARBOSA et al. (2000) a respeito da disposição *in natura* dos efluentes das estações de tratamento de água (ETAS) por eles analisadas em São Carlos, SP: “o lodo prejudica a biota aquática comprometendo a qualidade da água e dos sedimentos dos corpos receptores, o que é preocupante tendo em vista o número de estações de tratamento e o fato da disposição do efluente ser, via de regra, por lançamento nos corpos d’água adjacentes”. Ainda sobre esse tema, MAZON et al. (2000), estudando o efeito do cobre em peixes, observaram disfunção de processos fisiológicos fundamentais à sobrevivência e higidez dos indivíduos expostos ao metal. Dentre estas, estão o comprometimento de sua regulação iônica e metabolismo, o que acarreta alterações, mesmo que indiretas, nas funções reprodutivas e de crescimento destes organismos. Ainda, segundo CALLEFI (2000), o sulfato de cobre utilizado como algicida na barragem de Guarapiranga, SP, foi deletério à comunidade zooplancônica, afetando especialmente os Cladóceros. Testes estáticos de bancada, com sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), foram realizados por SOARES et al. (2010) para avaliar a toxicidade deste sal sobre o mexilhão dourado e a concentração efetiva para causar a mortalidade do molusco. Os autores (op.cit) constataram que a CE_{50} =

16,44 (limite inferior de 5,23 e limite superior de 23,92 mg.L⁻¹), ou seja, as concentrações efetivas de cobre necessárias para causar a mortalidade de 50% da população do mexilhão dourado, em testes de bancada, são superiores aos padrões permitidos para lançamentos de efluentes líquidos (0,5 mg.L⁻¹ de cobre) em águas superficiais. Segundo resolução n^o 128/2006 do CONSEMA (Rio Grande do Sul) e aos padrões para águas de classe 3 (0,013 mg.L⁻¹ de cobre) segundo resolução n^o 357/2005 do CONAMA, as dosagens utilizadas nas ETAS, não atendem às restrições legais vigentes.

O tratamento de controle de moluscos com ozônio foi empregado em usina atômica dos EUA para o controle do mexilhão zebra (*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)). Esta espécie de bivalve, também exótica e invasiva, é proveniente da Europa Oriental e conhecida como mexilhão-zebra. Foi introduzida nos Estados Unidos e no Canadá, por volta de 1985 (HEBERT et al., 1989), apresentando rápida dispersão e problemas ambientais e econômicos muito semelhantes aos provocados pelo mexilhão dourado aqui na América do Sul. Testes experimentais com o ozônio, como alternativa para controle do mexilhão dourado, não foram ainda relatados. No entanto, o emprego do ozônio é de alto custo e pode gerar subprodutos diminuindo a qualidade da água, com riscos à saúde humana. Dentre os diversos sub-produtos orgânicos, derivados da ozonização de águas naturais, cabe destacar duas famílias: os ácidos carboxílicos de cadeia curta e os compostos carbonílicos (HOIGNÉ, 1998). O mais comum precursor inorgânico dos sub-produtos de desinfecção é o brometo que pode ser um constituinte natural da água, convertido a bromato durante a ozonização, que pode ser um problema se formado em grandes concentrações, considerado um potencial carcinogênico para os seres humanos. Na água tratada, uma concentração de somente 3 µg/L de bromato, corresponde a um risco de câncer de 10⁻⁵ (WHO, 1998). No Brasil a Portaria 518/2004 (BRASIL, 2000) referente à potabilidade da água, estabelece níveis máximos para bromato de 25 µg/L. Nada sabemos dos efeitos do ozônio sobre a fauna nativa local nem a curto nem a longo prazo.

Outro tratamento largamente utilizado para evitar as incrustações em embarcações são as tintas anti-incrustantes. Estas foram fabricadas para serem utilizadas no ambiente marinho, porém nem sempre eficientes no ambiente límnicos e possivelmente danosas pela composição e lixiviação gradativa. Pinturas anti-incrustantes também estão sendo desenvolvidas e testadas para o mexilhão dourado (CAPRARI, 2006; BERGMANN et al., 2010) mas estas não podem ser aplicadas em todos os locais onde o mexilhão se incrusta.

O tratamento com “Bio bullets” segundo ALDRIDGE et al. (2006) consiste no uso de partículas microscópicas de um ingrediente à base de cloreto de potássio encapsuladas por um produto aceitável pelo filtrador. O molusco inala as micropartículas e por serem aceitáveis não fecha as valvas, reduzindo substancialmente o produto da água. No interior de sua cavidade palial concentra as partículas. O produto se dissolve dentro de poucas horas atingindo o molusco e eliminando o risco de poluição do ecossistema. Trata-se, no entanto, de um processo de engenharia sofisticado que poderia ser utilizado apenas em sistemas fechados, pois fatalmente atingiria outros moluscos filtradores existentes no meio ambiente.

Outras alternativas citadas para combater o *D. polymorpha* em sistemas fechados da América do Norte seriam a cloração da água bruta e o ultrassom (CLAUDI; MACKIE, 1994). No entanto não sabemos do uso destes tratamentos para o controle do mexilhão-dourado, nem de estudos sobre a geração de subprodutos, que poderiam eventualmente contaminar a água residual. A formação dos subprodutos é uma grande preocupação devido ao potencial impacto que estes compostos podem trazer à saúde pública e ao meio ambiente (METCALF; EDDY, 2003). Para tal seriam necessários conhecimentos sobre a biologia e limites de tolerância do molusco, uma vez que este apresenta maior tamanho, longo período de eliminação de gametas e maior agressividade ao meio ambiente em relação ao mexilhão-zebra. Em virtude disso, seriam necessárias pesquisas e adaptações dos métodos para o mexilhão dourado, acompanhados de estudos sobre a viabilidade dos mesmos e dos impactos sobre o meio ambiente.

1.5 Florações de cianobactérias nocivas

A toxicidade de espécies de cianobactérias presentes nas florações pode apresentar variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais, e também espaciais, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas (com cianotoxinas) e não tóxicas na população. Essas variações de toxicidade nas cianobactérias ainda não foram devidamente esclarecidas, porém, destaca-se a ocorrência cada vez mais freqüente de florações tóxicas (CEBALLOS et al., 2006). Entretanto, diversos estudos demonstram que cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostram-se tóxicas em bioensaios (CARMICHAEL; GORHAM, 1981; SIVONEN et al., 1990; LAWTON; CODD, 1991; WATANABE et al., 1989; COSTA; AZEVEDO, 1994; CODD et al., 2005).

Em populações humanas têm sido relatadas intoxicações devido à exposição a cianotoxinas, com registros em diversos locais como: África do Sul, Austrália, Brasil, China,

Inglaterra, Suécia. No entanto, o primeiro registro mundial de envenenamento fatal em seres humanos ocorreu no Brasil, numa clínica de hemodiálise em Caruaru (PE) no ano de 1996, onde mais de 60 pacientes faleceram devido à contaminação da água da clínica com cianotoxinas (microcistinas) (POURIA et al., 1998).

No Brasil foram registradas florações com cianobactérias tóxicas em 11 dos 26 estados brasileiros, distribuídos do norte ao sul do país. As florações ocorrem com maior frequência em reservatórios (represas ou açudes), mas também são verificadas nas lagoas costeiras, nos rios e estuários (AZEVEDO, 2005).

Existem diversas espécies potencialmente produtoras de toxinas: *Microcystis aeruginosa* é a espécie com maior distribuição no Brasil e o gênero *Anabaena* é o que apresenta maior número de espécies potencialmente produtoras de toxinas, com destaque para *A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides* (CEBALLOS et al., 2006). Outra espécie vem sendo observada com frequência é *Cylindrospermopsis raciborskii* encontrada em vários corpos de água lênticos de diferentes estados (Pernambuco, Paraíba, Brasília, Minas Gerais, Rio Grande do Sul, Santa Catarina) nos últimos anos (CEBALLOS et al., 2006). No Rio Grande do Sul as florações da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* têm sido registradas na Lagoa dos Patos desde 1987, porém somente em estudos divulgados nos anos 90, foi constatada sua toxicidade (YUNES et al., 1996; MATTHIENSEN et al., 2000).

1.6 Degradação das cianotoxinas

As cianotoxinas apresentam diferenças na estabilidade química e degradação biológica nos ecossistemas aquáticos. As microcistinas são extremamente estáveis em pH próximo a neutralidade, resistindo a hidrólise química e oxidação. As microcistinas, assim como as nodularinas, mantêm sua toxicidade mesmo após fervura (CALIJURI et al., 2006). Estas toxinas podem resistir por meses ou anos no escuro em condições naturais (SIVONEN; JONES, 1999).

A degradação fotoquímica das microcistinas, em exposição à luz solar, é lenta; o aumento da taxa de reação ocorre na presença de pigmentos fotossintéticos hidrossolúveis, presumidamente ficobiliproteínas (TSUJI et al., 1993). A presença de substâncias húmicas também pode acelerar a degradação destas toxinas sob a luz solar (SIVONEN; JONES, 1999). Em condições de estresse salino, as cianobactérias podem diminuir as concentrações intracelulares de microcistinas (CALIJURI et al., 2006).

1.7 Padrões de potabilidade – OMS e Portaria MS 518/2004

A Organização Mundial da Saúde, com base no valor de TDI (Tolerable Daily Intake ou Ingestão Diária Tolerável), adotou o limite máximo aceitável para água potável de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ de microcistina, o qual foi incorporado no adendo do Guideline for Drinking Water Quality (Normas para Qualidade da Água Tratada) – WHO (1998), e incluído na sua terceira edição, WHO (2004).

Este mesmo valor ($1 \mu\text{g L}^{-1}$ de microcistina) foi incluído na Portaria N° 518/2004 do Ministério da Saúde, que estabelece os procedimentos e as responsabilidades relativas ao controle e à vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. De acordo com esta Portaria, o monitoramento de cianobactérias deve ser realizado no ponto de captação da água do manancial de abastecimento, com frequência mensal. Sempre que a densidade de cianobactérias exceder $10.000 \text{ céls mL}^{-1}$ (ou biovolume de $1 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) a frequência deve ser então semanal. E quando exceder $20.000 \text{ céls mL}^{-1}$ (ou biovolume de $2 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$) passa a ser exigida a análise semanal de cianotoxinas na saída do tratamento e nas entradas (hidrômetros) das clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis. Esta análise pode ser dispensada quando não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio da realização semanal de bioensaios em camundongos. É recomendada também a análise de cilindropermopsina e equivalentes de saxitoxina, limitando os valores máximos aceitáveis de $15 \mu\text{g L}^{-1}$ e $3 \mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente.

Esta portaria também define que, quando a densidade de cianobactérias exceder $20.000 \text{ céls mL}^{-1}$ (ou $2 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ de biovolume), fica vedado o uso de algicidas para o controle do seu crescimento ou qualquer intervenção nos mananciais que provoque a lise das células, sob pena de comprometimento da avaliação de riscos à saúde associados às cianotoxinas.

Os processos de tratamento mais comumente utilizados no Brasil, na sua vasta maioria, baseados em seqüência de tratamento envolvendo a coagulação química, com particular predominância do tratamento convencional, não são eficientes na remoção de cianotoxinas, e para serem eficientes na remoção de células viáveis de cianobactérias necessitam de bom controle operacional (BRASIL, 2003).

1.8 Tratamento de água e remoção de cianobactérias e cianotoxinas no Brasil

A questão do tratamento de água para a remoção de cianobactérias e cianotoxinas é bastante complexa. Os processos mais efetivos para remoção de cianotoxinas não são comuns

na maioria dos municípios brasileiros e são também bastante exigentes com relação ao controle operacional. Geralmente, as épocas de maior consumo de água coincidem com as das florações, dificultando assim o tratamento, colocando em dúvida a sua eficiência na remoção de células e de toxinas livres.

Dessa forma, fica clara a necessidade de melhoria nos projetos e na operação de estações de tratamento de água, mas, ao mesmo tempo, verifica-se o papel preponderante e fundamental das ações preventivas para evitar-se a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas (BRASIL, 2003). Os métodos de filtração rápida e filtração lenta não são eficientes na remoção das células de cianobactérias, e podem causar a lise das células no filtro e liberação das cianotoxinas na água. A adsorção via carbono/carvão ativado granular ou carvão ativado em pó podem ser métodos eficientes. Diversos estudos têm mostrado que a cloração é um método ineficiente na remoção de cianotoxinas (HOEGER, 2000).

Diversas técnicas vêm sendo desenvolvidas em outros países para remoção de células de cianobactérias e para degradar cianotoxinas. Dentre elas pode-se citar oxidação com permanganato de potássio, adsorção com carvão ativado, cloração, ozonização, incidência de radiação ultravioleta, filtro biológico, processos oxidativos avançados como peróxido de hidrogênio, dióxido de titânio e processos de fenton e photofenton (FIGUEIREDO, 2007).

A oxidação com permanganato de potássio, de uma maneira geral, remove microcistinas e anatoxina-a. Porém, este processo depende da dose e tempo de contacto. Na presença de células vivas de cianobactérias a remoção de toxinas solúveis é baixa. Não há grande consenso relativamente ao permanganato de potássio provocar ou não a lise de cianobactérias (ROSITANO et al., 1998). A adsorção em carvão ativado é considerada como efetiva na remoção de cianotoxinas (FALCONER et al., 1999). Porém, neste caso, a descontaminação ocorre pela adsorção dos poluentes, transferindo o poluente do líquido para o sólido. Ou seja, há apenas a transferência da fase dos poluentes sem contudo destruí-lo (ZIOILLI; JARDIM, 1998). MESQUITA et al. (2007) testaram a remoção de microcistina-LR com um sistema de carvão ativado com atividade biológica, sendo que nos 10 primeiros dias a remoção foi de 100%. A partir do dia 18, detectou-se um aumento de cianotoxina no efluente. A partir do dia 50 e durante um mês detectou-se remoção de microcistina novamente.

Quanto à cloração, doses baixas de cloro têm efeitos negligenciáveis. O COD (carbono orgânico dissolvido) da água é muito importante porque a matéria orgânica compete pelo cloro juntamente com as toxinas. A eficiência diminui com o pH (hipocloritos de cálcio e sódio são menos eficientes do que dióxido de cloro). A destruição de toxinas está diretamente

ligada ao aparecimento de uma quantidade de cloro: com 30 minutos de contacto e uma quantidade superior a 0,5 mg/l, a pH inferior a 8, o cloro é eficiente na degradação de toxinas (FIGUEIREDO, 2007). Desta forma, a eficiência de remoção depende da dosagem de cloro e da concentração de cloro residual, do tempo de contato e do pH. Mas um problema mais generalizado da cloração da água reside na produção de trihalometanos, sendo o composto de maior preocupação o clorofórmio. O clorofórmio é suspeito de ser carcinogênico, podendo também causar efeitos nocivos na reprodução e no desenvolvimento (BAIRD, 2002).

1.9 Radiação

Devido ao seu poder germicida e capacidade de penetração, os raios gama vêm sendo usados para desinfetar (esterilizar) tanto água quanto esgoto. Os maiores tipos de radiação são: eletromagnética, acústica e de partícula. METCALF; EDDY (2003) citam em seu trabalho que embora o uso de dispositivos de emissão de elétrons altamente energéticos para a irradiação de esgoto ou lodo venha sendo estudado extensivamente, não há ainda dispositivos comerciais ou instalação em grande escala em operação, e principalmente para controle de espécies invasoras

1.9.1 Radiação ultravioleta

A radiação ultravioleta (UV) é uma técnica antiga bastante utilizada para ação bactericida e germicida, sendo testada na China como alternativa para desinfecção de água potável (XIN, 2004). O efeito germicida da energia foi reportado pela primeira vez em 1878 por Downs & Blunt (DANIEL; CAMPOS, 1993, WRIGHT; CAIRNS, 1998). Entretanto, a radiação ultravioleta utilizada como alternativa para desinfecção é conhecida desde o início do século XX, mas, por problemas de confiabilidade de equipamento, tecnologia, entre outros, foi abandonada. Posteriormente, superada a maioria desses problemas, o método de desinfecção por radiação ultravioleta começou a ganhar popularidade, principalmente nos países europeus, e a pesquisa e o desenvolvimento desse método têm aumentado bastante. Um dos fatores importantes para sua popularização, é o custo, que o torna competitivo economicamente se comparado à cloração (DANIEL, 2001).

A ação da radiação UV é conhecida pela sua alta capacidade de destruição microbiológica, letal para diversos organismos, seu alvo de destruição é o material genético (ácidos nucléicos), isso ocorre quando a luz UV penetra na célula e é absorvida pelo ácido nucléico, provocando alterações da informação genética incapacitando a reprodução da célula (STANIER et al., 1985). Nas bactérias e outros microrganismos, a amplitude da capacidade de fotorreativação está relacionada à extensão do dano fotoinduzido, à exposição à radiação

entre 300 e 500 nm e ao pH e temperatura da água (PARROTTA; BEKDASH, 1998; WRIGHT; CAIRNS, 1998).

1.9.2 Desinfecção

A desinfecção é a porção do espectro electromagnético que vai desde os raios-x até ao limite do espectro visível. A radiação ultra-violeta, no espectro eletromagnético, está entre 400 e 100 nanômetros (nm). O Comitê Internacional da Iluminação classifica em UV-A (400-315 nm), UV-B (315-280) e UV-C (280-100) (GOLIMOWSKI; GOLIMOWSKA, 1996).

É fortemente absorvido pela água e ar, e só pode transmitir-se em vazio. A aplicação da radiação UV na desinfecção é dependente da propriedade germicida das regiões UV-C e UV-B, sendo a maior ação germicida referida à região dos comprimentos de onda entre 200 e 300 nm (EPA, 2006).

O sistema de desinfecção por Ultravioleta (UV) transfere energia electromagnética de uma lâmpada de arco de mercúrio para um organismo de material genético (DNA e RNA). Quando a radiação UV penetra, a parede celular de um organismo destrói a capacidade reprodutora da célula, ou seja, a radiação UV, gerada por descarga elétrica no vapor de mercúrio, penetra no material genético dos microorganismos e retarda a sua capacidade para se reproduzir.

As lâmpadas de UV de baixa pressão ou monocromáticas possuem um pico de produção de comprimento de onda de 254 nm e é nessa faixa que se verifica a efetiva inativação dos microorganismos. É necessária, para lâmpadas de média pressão ou policromáticas, a determinação de uma dosagem adequada. Não se tem determinado doses mínimas a serem utilizadas na desinfecção com radiação UV, pois a dosagem está diretamente relacionada a características individuais, como características físico-químicas da água (sólidos, dureza, pH, temperatura, turbidez), nível de contaminação, impacto sobre os microorganismos das etapas anteriores ao tratamento UV. Há uma série de regulamentações a serem seguidas para se determinar às doses mínimas nos processos de desinfecção com UV (PARROTTA et al., 1998; WRIGHT et al., 1998). Em um estudo, foi avaliada a variação da emissão de radiação UV com o envelhecimento de diferentes lâmpadas comerciais, entre as três marcas utilizadas para o teste, apenas uma não era confiável quanto à potência UV gerada (SANT'ANA et al., 2003).

Segundo WRIGHT et al. (1998) o processo de desinfecção com radiação UV possui uma mínima geração de subprodutos, não tendo sido identificada a formação de subprodutos

mutagênicos ou carcinogênicos. Assim, sendo conhecida por ser uma técnica com baixos riscos a saúde (EPA, 2006).

1.9.3 Efetividade germicida da radiação ultravioleta

A efetividade do processo de desinfecção com radiação ultravioleta depende de diversas variáveis, tais como: a) a definição da Dose UV, b) características do sistema de desinfecção por ultravioleta, c) sistema hidráulico irregular, d) impacto das partículas, e) as características dos microrganismos e, f) as características químicas do esgoto (METCALF; EDDY, 2003).

1.9.4 Tempo de contato

Segundo DANIEL (1993), o tempo de contato do organismo com o agente desinfetante constitui-se em uma das principais variáveis do processo de desinfecção. Em geral, para uma dada concentração de desinfetante, a destruição é tanto maior quanto maior for o tempo de contato.

1.9.5 A Dose de radiação ultravioleta.

A efetividade do processo de desinfecção com radiação ultravioleta é baseada na Dose UV, à qual os microrganismos são expostos, é definida como (METCALF; EDDY, 2003):

$D = I \times t$, em que :

$D =$ Dose de radiação ultravioleta ($\text{mJ}/\text{cm}^2 = \text{mW} \cdot \text{s}/\text{cm}^2$)

$I =$ Intensidade da radiação (mW/cm^2);

$t =$ Tempo de exposição (s).

1.9.6 A radiação ultravioleta na inativação de microrganismos

A radiação ultravioleta é conhecida por sua habilidade de destruir microorganismos como vírus, bactérias, fungos, além de algas e protozoários. Existem quatro mecanismos propostos para explicar a ação dos desinfetantes: danificação da parede celular; alteração da permeabilidade da célula; alteração da natureza coloidal do protoplasma e inibição da atividade enzimática (METCALF; EDDY, 1991). Quando penetra no corpo dos microrganismos provoca alterações letais e irreversíveis como alteração do código genético e impossibilita a reprodução.

O comprimento de onda ideal de radiação para inativação do DNA/RNA (material genético) dos microrganismos situa-se entre 250 - 270nm (FONTENELE et al., 2005), o mercúrio da lâmpada produz principalmente 254nm. Trabalhos realizados por OTAKI et al. (2000) estudaram a inativação de três espécies de microrganismos, *Escherichia coli*, bacteriófago Q β e *Cryptosporidium parvum*, por desinfecção fotocatalítica, utilizando irradiação UV-C (0,2 mWcm⁻², em 254nm) comprovando a eficiência do UV. SILVA et al. (2001) testaram um fotorreator de radiação ultravioleta para inativar os coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos de *Ascaris lumbricoides*. Constataram uma média eficiência em coliformes e *E. coli*, tendo uma maior eficiência em *Ascaris lumbricoides*. LOBO et al. (2009) observaram que a maior inativação, 99,96%, foi obtida com amostra contendo 0,01g/L de células de *Escherichia coli* irradiadas durante 60s por UV. Para *Saccharomyces cerevisiae* a maior eficiência de inativação de 99,76% foi obtida, quando amostras de 0,01g/L de células foram tratadas durante 60s por radiação UV.

Diversas pesquisas realizadas no Brasil e em outros países, objetiva consolidar tecnologias e parâmetros que viabilizem o uso da radiação ultravioleta, visando uma maior adequação e otimização do processo para a utilização eficaz do mesmo no tratamento de água para atendimento à população, tanto no âmbito industrial como no de saúde pública (TANAKA et al., 1996; SOUZA et al., 2000; DANIEL, 2001; AGUIAR et al., 2002; SÁ SILVA et al., 2003; AMARAL et al., 2006; BILOTTA; DANIEL, 2006; LOBO et al., 2009; WOLF, 1990).

Segundo METCALF; EDDY (1991), para a obtenção de uma desinfecção efetiva, é necessário se levar em consideração os seguintes fatores: tempo de contato, concentração, tipo, intensidade e natureza dos agentes químico e físico, temperatura, número e tipo de microrganismos e natureza do líquido. A intensidade de luz e a quantidade ou tempo de exposição, que atinge efetivamente os organismos, é afetada pela turbidez da água, pela temperatura e pelos depósitos de materiais que se acumulam sobre a lâmpada. De forma geral a Amônia, os Nitratos e Nitritos além da DBO, não afetam a radiação; a dureza da água pode levar à precipitação de sais sobre a lâmpada; o Ferro e ácidos húmicos absorvem a radiação havendo necessidade de controle, o pH afeta a solubilidade dos metais e carbonatos e os sólidos em suspensão podem proteger os organismos da radiação, reduzindo a eficiência do tratamento.

SOUZA et al. (2000) realizaram estudos sobre a influência da turbidez na desinfecção de água de abastecimento utilizando radiação ultravioleta e verificaram que a turbidez

interfere diretamente no processo de desinfecção, quanto maior for a turbidez maior será o consumo de radiação UV.

Resultados obtidos por CORDEIRO et al. (2004) apontam uma eficiência bastante significativa na utilização da radiação ultravioleta para o controle de *Escherichia coli*, confirmando ausência de crescimento ou taxas desprezíveis de sobrevivência, a ausência de crescimento justifica-se pelo uso de lâmpada de maior potência, assim determinando uma maior eficiência bactericida.

A exposição à radiação ultravioleta tem provocado 100% de redução do assentamento de cracas e outras formas de larvas em tubos transparentes por onde circula a água salgada. Acredita-se que nos casos de água doce, a eficiência seja maior, pois há uma quantidade menor de minerais que absorvem a radiação (GIORDANI et al., 2003; CHALKER-SCOTT et al., 1994).

Diversos métodos de controle populacional para o mexilhão zebra, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) foram desenvolvidos: filtração mecânica, ultravioleta, proteção catódica de superfícies, ultrassom, dióxido de cloro, ozônio, entre outros (CLAUDI; MACKIE, 1994).

Apesar de serem espécies de famílias distintas, o mexilhão dourado e o mexilhão zebra apresentam características em comum, como bisso e vivem em ambiente de água doce. Já existem trabalhos realizados com o UV para o mexilhão zebra. CHALKER-SCOTT et al.(1994) indicam que baixas doses de UV podem ser fatais para larvas de *Dreissena polymorpha*.

WRIGHT et al. (1997) testaram a radiação UV em diferentes faixas e verificaram uma mortalidade de 100% em uma exposição de 254 nm num intervalo de 60-240 segundos.

Estudos realizados por CHALKER-SCOTT et al. (1994) e WRIGHT et al. (1997) sobre o controle de larvas do mexilhão zebra, utilizando lâmpadas de mercúrio de média pressão a 1800W, verificaram que a exposição à radiação UV foi eficiente para a morte das larvas, atingindo quase 100% de mortalidade.

1.9.7 Subprodutos da Desinfecção com radiação UV

O processo fotoquímico da desinfecção com radiação UV é responsável por uma baixa geração de subprodutos, portanto com mínimos riscos à saúde (CAIRNS, 1995). Alguns estudos reportam a formação de subprodutos da desinfecção com radiação UV, principalmente formaldeídos e acetaldeídos, na desinfecção de águas residuais (AWAD et al., 1998).

Também foi verificada a conversão de nitrato a nitrito em exposição à radiação UV abaixo de 240 nm (GROOCOCK, 1984). Em síntese, a formação de subprodutos nos processos de desinfecção de águas de abastecimento com radiação UV é mínima, não tendo sido verificada a formação de subprodutos mutagênicos ou carcinógenos (WRIGHT; CAIRNS,1998).

1.10. Ensaios Ecotoxicológicos

O crescente acúmulo de substâncias no ambiente aquático tem causado efeitos tóxicos para a biota e equilíbrios do ecossistema. Os compostos tóxicos podem ser acumulados e transferidos através da cadeia alimentar fazendo com que a contaminação represente riscos para o homem. Os efeitos tóxicos potenciais dessas substâncias, podem ser avaliados através dos testes de toxicidade.

Ensaios ecotoxicológicos (conhecidos como bioensaios) são importantes, devido à necessidade de conhecermos os efeitos que produtos químicos, ou seus subprodutos, lançados no ambiente podem ter sobre indivíduos, sobre populações e comunidades de organismos, além de fornecer informações que façam possível conhecer como o homem pode ser afetado (CHAPMAN, 2002).

A toxicologia aquática estuda os efeitos de substâncias químicas manufaturadas e de outros materiais, antropogênicos ou naturais, em organismos aquáticos. Os efeitos adversos dessas substâncias em nível de organismos incluem efeitos letais a curto e longo prazo, e efeitos subletais, tais como, mudança de comportamento, alterações do crescimento, da reprodução, da tomada de alimentos e outros (SOUSA, 2002).

Segundo ARAGÃO; ARAÚJO (2008), atualmente, vários ensaios de toxicidade já estão bem estabelecidos, sendo alguns padronizados nacional e internacionalmente por associações ou organizações de normatização, como a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), Association Française de Normalisation (AFNOR), American Society for Testing and Materials (ASTM), American Water Work Association (AWWA), Deutsches Institut für Normung (DIN), International Organization for Standardization (ISO) e Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD).

Os testes de toxicidade podem ser utilizados para diversos fins, como por exemplo para determinar a toxicidade de agentes químicos, efluentes líquidos, lixiviados de resíduos sólidos, dentre outros; estabelecer critérios e padrões de qualidade das águas; estabelecer limites máximos de lançamento de efluentes líquidos em corpos hídricos; avaliar a

necessidade de tratamento de efluentes líquidos quanto às exigências de controle ambiental; avaliar a qualidade das águas; avaliar a toxicidade relativa de diferentes substâncias; avaliar a sensibilidade relativa de organismos aquáticos; subsidiar programas de monitoramento ambiental; estimar os impactos provocados em acidentes ambientais (RAND; PETROCELLI, 1985).

O ensaio de toxicidade aguda pode ser definido como aquele que avalia os efeitos, em geral severos e rápidos, sofridos pelos organismos expostos ao agente químico, em um curto período de tempo, geralmente de um a quatro dias. Devido à facilidade de execução, curta duração e baixo custo, os ensaios de toxicidade aguda foram os primeiros a serem desenvolvidos e, portanto, constituem a base de dados ecotoxicológicos (BIRGE et al., 1985).

Quanto ao ensaio de toxicidade crônica, este tipo de teste avalia a ação dos poluentes cujo efeito traduz-se pela resposta a um estímulo que continua por longo tempo, geralmente por período que vai de 1/10 do ciclo vital até à totalidade da vida do organismo (APRANGUE, 1973; RAND; PETROCELLI, 1985). O teste de toxicidade crônica, observa efeitos de longa duração, relatando mudanças no metabolismo, crescimento, reprodução, mutações e até mesmo morte dos organismos-teste (CESAR et al., 1997).

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

Adaptar um método de controle e mitigação dos efeitos causados pela incrustação do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) em tubulações de captação de água bruta, com utilização de radiação ultravioleta, considerada uma tecnologia limpa, como método de controle da biomassa de mexilhão-dourado na fase larval, relacionando as variáveis que determinam a eficácia do método, o efeito sobre as cianobactérias, causando um mínimo de impacto ambiental ao ecossistema.

2.2. Específicos

- Testar a eficiência da radiação ultravioleta na letalidade das larvas, em diferentes tempos de exposição;
- Estabelecer critérios para avaliação da letabilidade de larvas do mexilhão dourado.
- Testar em uma unidade piloto a eficácia da aplicação de radiação ultravioleta no controle da quantidade de larvas do mexilhão dourado;

- Analisar o efeito da radiação ultravioleta sobre células de *Microcystis aeruginosa* e cianotoxinas.
- Avaliar a toxicidade da radiação ultravioleta através de testes ecotoxicológicos;
- Oferecer subsídios para desenvolvimento de alternativas viáveis para o controle populacional do mexilhão dourado, em estações de tratamento de água, indústrias e usinas de geração de energia.
- Estabelecer as condições ideais da dosagem de radiação ultravioleta para serem aplicadas no desenvolvimento deste projeto em escala industrial, no caso do teste indicar sua viabilidade;

3. Desenvolvimento de metodologia para controle de larvas do Mexilhão Dourado *Limnoperma fortunei* (Dunker, 1857) com uso de Radiação Ultravioleta -Artigo1

Cintia Pinheiro dos Santos; Maria Teresa Raya Rodriguez; Maria Cristina Dreher Mansur; Marinei Vilar Nehrke, Manuel Luiz Leite Zurita & Alexandre Arenzon.

Universidade Federal do Rio Grande do Sul- UFRGS, Centro de Ecologia, Av. Bento Gonçalves, 9500, setor 4, prédio 43411, 91540- 000, Porto Alegre, RS, Brasil.

cipinheiro@yahoo.com.br

Resumo

O invasor *Limnoperma fortunei*, conhecido como mexilhão dourado, introduzido em ecossistemas límnicos e estuarinos da América do Sul, tem causado impactos ecológicos, biológicos e econômicos. Além de ameaçar à biodiversidade de ecossistemas, também provoca a obstrução das tubulações e trocadores de calor junto às estações de tratamento de água e indústrias que utilizam água bruta para resfriamento. Como alternativa para a solução desses problemas estudou-se a radiação ultravioleta, considerada uma tecnologia não agressora ao meio ambiente, no controle das larvas do mexilhão dourado. Os experimentos foram realizados em uma unidade piloto, onde concentrações conhecidas larvas do mexilhão dourado foram submetidas a doses de radiação ultravioleta, na faixa de 200 a 800 mWs/cm², sendo a qualidade da água analisada. As larvas de mexilhão dourado e a água bruta utilizada no experimento foram obtidos no delta do Jacuí, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Na água residual dos experimentos de exposição à radiação UV, foram realizados ensaios ecotoxicológicos crônicos com *Pimephales promelas*, *Ceriodaphnia dubia* e *Selenastrum capricornutum*, a fim de detectar a presença de subprodutos que poderiam gerar toxicidade aos organismos de diferentes níveis tróficos. A mortalidade instantânea das larvas aproximou-se dos 100% nas condições do teste com a dosagem de 781mWs/cm², com DL50 de 324 mWs/cm². Os resultados desta avaliação ecotoxicológica não demonstraram toxicidade residual.

Palavras-chave: controle físico, tecnologia limpa, *Limnoperma fortunei*, UV.

3.1.Introdução

A invasão biológica de espécies exóticas é considerada, pela comunidade científica, como um elemento importante nas mudanças globais e uma ameaça à biodiversidade (Darrigran, 2002). Denomina-se exótica aquela espécie introduzida, intencionalmente ou não, numa determinada região onde não ocorreria naturalmente (Mooney; Drake,1986; Lodge,1993). As espécies exóticas são consideradas invasoras quando adaptam-se às condições climáticas regionais e multiplicam-se rapidamente no ambiente, provocando, através de maneiras diferentes (predação, competição, etc.), a eliminação de espécies nativas. O efeito negativo das espécies exóticas invasoras sobre as espécies nativas ocorre pelo fato de possuírem atributos físicos e comportamentais que as tornam mais competitivas, tais como, alta capacidade reprodutiva, crescimento acelerado e rápida maturidade sexual, entre outros (Morton, 1996).

O mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) é uma espécie de molusco bivalve com comportamento invasor. Nativa do sudeste asiático encontra-se amplamente distribuída nos ambientes límnicos como lagos, rios e regiões estuarinas com baixa salinidade (de 0 à 12‰ de tolerância), especialmente da Coréia, China, Laos, Camboja, Vietnam, Indonésia e Tailândia (Ricciardi, 1998). Foi introduzida em ecossistemas aquáticos continentais do sul da América do Sul no início da década de 90, provavelmente através da água de lastro de navios transoceânicos. Ao final de 1998 e início de 1999, sua presença foi constatada, pela primeira vez no Brasil, nas águas do Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul (Mansur et al.,1999) e no rio Paraguai, em Corumbá, Mato Grosso do Sul (Mansur et al., 2004).

O mexilhão dourado, provavelmente, foi introduzido no Rio Grande do Sul, acidentalmente, através de uma contaminação secundária por navios argentinos (Mansur et al., 2003). Esse organismo vem se multiplicando e se dispersando à montante das bacias hidrográficas do Sul, sudeste e centro-oeste do Brasil (Darrigran; Ezcurra-de-Drago, 2000; Mansur et al. 2004; Darrigan; Damborenea, 2009). As razões para este crescimento descontrolado estão associadas a sua alta capacidade reprodutiva (Morton, 1996), a falta de predadores eficazes (Darrigan; Pastorino, 2003) e a sua capacidade de se dispersar através da incrustação nos cascos de embarcações (Mansur et al., 2003).

A espécie *Limnoperna fortunei* é encontrada em diversos ambientes límnicos que variam do lêntico ao lótico, assim como no interior de tubulações adutoras da água desses ambientes (Morton, 1973). Em sistemas que utilizam essas águas, como estações de

tratamento de água e unidades hidroelétricas, o mexilhão dourado vem causando problemas de obstrução em diversos equipamentos, tais como: tubulações, filtros, bombas captadoras de água e trocadores de calor. Ao longo do tempo, torna-se necessária a desativação temporária de parte destes sistemas produtivos para a remoção do molusco e manutenção de maquinários, acarretando em prejuízos operacionais e financeiros (Darrigan; Ecurra-de-Drago, 2000).

Na década de 80, os Estados Unidos e o Canadá foram invadidos por uma espécie exótica de molusco bivalve, *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), proveniente da Europa Oriental, conhecida comumente como mexilhão zebra. Esta espécie vem causando, desde então, sérios problemas ambientais e econômicos semelhantes ao do *L. fortunei*. Apesar de serem de famílias distintas o mexilhão dourado e o mexilhão zebra compartilham uma série de semelhanças comportamentais como, dispersão através de larva planctônica, crescimento rápido alcançando altas densidades populacionais, formação de fios de bisso que aderem firmemente ao substrato permitindo a construção de aglomerados, e capacidade de causarem impactos ambientais consideráveis (Karatayev et al., 1997).

Com relação ao ciclo reprodutivo, o mexilhão dourado apresenta rápida maturidade sexual, ou seja, com aproximadamente 6 mm de comprimento inicia-se o amadurecimento de suas gônadas (Darrigran, 2002). Como seu ciclo de vida é curto (no máximo de três anos e meio), com 6 meses pode chegar a idade adulta (Darrigran; Damborenea, 2009).

O ciclo larval de *L. fortunei* foi primeiramente descrito por pesquisadores que estudaram populações da Ásia como Morton (1973, 1982); Choi; Kim (1985); Choi; Shin (1985) e Kimura; Sekiguchi (1996). Após a invasão da América do Sul as fases larvais foram estudadas por Cataldo; Boltovskoy (2000), Santos et al. (2005) e Cataldo et al. (2005). *L. fortunei* libera os gametas para o meio ambiente durante um período de 15 a 20 dias (Choi; Shin, 1985). Os ovos são fertilizados externamente e se desenvolvem numa larva planctônica (Morton, 1977). O desenvolvimento larval passa por diferentes estágios denominados de acordo com a morfologia e as dimensões da larva. Conforme Choi; Kim (1985) e Choi; Shin (1985), os ovos fecundados (zigotos) são muito pequenos, com aproximadamente 80 micrômetros. Estes autores descreveram detalhadamente o desenvolvimento inicial do embrião a partir da divisão dos primeiros blastômeros, passando à gástrula, depois a fase de trocófora que leva ao todo de 5 a 6 horas. A trocófora se transforma em véliger através do desenvolvimento do véu que é uma organela ciliada destinada à locomoção e filtração.

Os estágios larvais de uma população de *L. fortunei* do lago Guaíba, sul do Brasil, foram descritos por Santos et al. (2005). O primeiro estágio é reconhecido como uma mórula

ciliada que se transforma numa trocófora (comprimentos respectivos de 80µm à 125µm) com quatro estágios distintos, trocófora de 1 à 4. Os estágios valvados incluem: a larva “D” (comprimento de 120µm a 150µm), o véliger de charneira reta (comprimento de 150µm a 190µm), o véliger umbonado (comprimento de 190µm a 220µm) e o pedivéliger (comprimento de 220µm a 250µm). A larva do mexilhão dourado, em todas suas fases descritas anteriormente, vive livremente no plâncton, se deslocando a favor da corrente (Darrigran; Damborenea, 2005). No momento da captação de água bruta por bombas e turbinas, as larvas podem ser sugadas para o interior das tubulações, motores, sistemas de resfriamento, irrigação e de tratamento de água bruta, onde continuam se desenvolvendo. Quando pós-larva ou recruta (comprimento aproximado de 300µm), secreta fios de bisso que permitem sua fixação e aglomeração no substrato.

Na fase de recrutamento os juvenis começam a formar aglomerados, com vários indivíduos construindo colônias organizadas em camadas (Morton, 1977; Darrigran, 2002). Estes aglomerados pela quantidade de indivíduos provocam “macrofouling” (entupimentos) nos sistemas construídos, pois cada subunidade do aglomerado é geralmente formada por uma camada de adultos maiores, cada um, rodeado por indivíduos de tamanhos médios e os adultos jovens intercalados entre todos os espaços menores formando uma superfície coesa que, aparentemente, traz vários benefícios à colônia como: defesa contra predadores e fortes correntezas, mas obstruindo as tubulações (Santos et al., 2008).

Diversos métodos físicos e químicos de controle populacional foram testados e desenvolvidos com eficiência para outras espécies de moluscos. Os métodos químicos são de uso comum, mas quando utilizados indiscriminada ou diretamente no ambiente, podem causar impactos ambientais consideráveis, afetando outras espécies. As substâncias químicas utilizadas apresentam características de toxicidade tanto para a espécie praga quanto para as espécies nativas e assim, para sua aplicação, é imprescindível uma avaliação prévia da toxicidade desses métodos químicos (Filippo, 2003). Entre os métodos químicos encontra-se o uso de cloro, dióxido de cloro e sulfato de cobre, os quais podem provocar anoxia e hipoxia no ambiente (Giordani et al., 2005; Claudi; Mackie, 1994).

A cloração contínua através da utilização de gás cloro ou hipoclorito faz com que os moluscos fechem suas valvas, bloqueando o suprimento de oxigênio e alimento obtidos pela filtração da água (Morton et al., 1976). Cherry et al. (1986), numa usina na Virgínia (EUA), realizaram estudos utilizando o cloro como forma de controle para outra espécie invasora de molusco bivalve (*Corbicula fluminea*). Os autores verificaram a eficiência do produto no

controle de corbículas, mas este apresentou um grande potencial tóxico, uma vez que as descargas de cloro afetaram as populações de peixes. Concluíram que esta alternativa de controle deveria ser evitada quando a água tratada por cloração retorna ao ambiente.

A aplicação de dióxido de cloro é um método oxidante, usado no controle de diversas espécies de moluscos e que, igualmente pode ser um eficiente controlador para o mexilhão dourado. Sua desvantagem está no fato de ser um método que requer equipamentos especializados, de custo elevado e utilização complicada (Darrigran; Damborenea, 2009). A cloração de águas através do dióxido de cloro é empregado no controle do mexilhão zebra nos Estados Unidos, mas não é permitido no Canadá (Brooks; Matisoff, 1993). Segundo Condie (1986), desde 1974 a aplicação deste método vem sendo questionada nos Estados Unidos, pois foram detectados trihalometanos (THMs) em águas para abastecimento público em valores acima dos permissíveis para a saúde humana. Preocupações adicionais haviam sido levantadas pelo National Cancer Institute quando as pesquisas confirmaram que o clorofórmio, subproduto da cloração, tinha causado o aumento da incidência de tumores em duas espécies de animais.

Soares et al. (2010) realizaram testes estáticos de bancada com sulfato de cobre ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) para avaliar a toxicidade deste sal sobre o mexilhão dourado e a concentração efetiva para causar a mortalidade do molusco. Analisaram a concentração efetiva para causar a mortalidade do molusco e encontraram que a $\text{CE}_{50} = 16,44$ (limite inferior de 5,23 e limite superior de 23,92 mg.L^{-1}). As concentrações efetivas de cobre necessárias para causar a mortalidade de 50% da população do mexilhão dourado, em testes de bancada, são superiores aos padrões permitidos para lançamentos de efluentes líquidos (0,5 mg.L^{-1} de cobre) em águas superficiais, segundo resolução n^o 128/2006 do CONSEMA (Rio Grande do Sul) e aos padrões para águas de classe 3 (0,013 mg.L^{-1} de cobre) segundo resolução n^o 357/2005 do CONAMA, por conseguinte, não atendem às restrições legais vigentes.

A anoxia e a hipoxia são conseqüência da adição de substâncias que alteram as concentrações de oxigênio por um tempo suficiente para provocar a mortalidade dos organismos alvo. No entanto, trazem como desvantagem a necessidade de um longo período de privação de oxigênio e em sua decorrência podem ocorrer o aparecimento de bactérias e o aumento de corrosão nos equipamentos (Claudi; Mackie, 1994).

Também foi testado o controle do mexilhão dourado com “Bio bullets” que, segundo Aldridge et al. (2006), consiste no uso de partículas microscópicas de um ingrediente à base de Cloreto de Potássio (KCl) encapsuladas por um produto aceitável pelo filtrador. O molusco

inala as micropartículas e as concentra no interior de sua cavidade palial. Estas se dissolvem dentro de poucas horas, atingindo o molusco e eliminando o risco de poluição do ecossistema. Trata-se, no entanto, de um processo de engenharia sofisticado que poderia ser utilizado apenas em sistemas fechados pois, em caso contrário, fatalmente atingiria outros invertebrados, principalmente moluscos filtradores existentes no meio ambiente.

Os métodos físicos mostram-se eficientes no controle de espécies de bivalves prejudiciais econômica e ecologicamente. Entre estes estão à aplicação de radiação ultravioleta, eletricidade, campo magnético, ultrassom, assim como a filtração e a remoção mecânica.

Dentre as metodologias desenvolvidas na busca de tecnologias limpas e efetivas no controle de espécies invasoras inclui-se a utilização de desinfecção com radiação ultravioleta (UV), como medida alternativa no combate de *D. polymorpha* (Claudi; Mackie, 1994).

A radiação ultravioleta (UV) é uma técnica amplamente utilizada para desinfecção de água, com ação bactericida e germicida (Wolfe, 1990). Sua ação é letal para diversos organismos, pois atinge diretamente o material genético (ácidos nucléicos DNA/RNA) das células. A luz UV penetra na célula e é absorvida pelo ácido nucléico, provocando alterações da informação genética e incapacitando a célula para reprodução. Caso a replicação ocorra, as novas células serão mutantes e os descendentes incapazes de se duplicar (Friedberg et al., 1995). Otaki et al. (2000) estudaram a inativação de três espécies de microrganismos, *Escherichia coli*, bacteriófago Q β e *Cryptosporidium parvum*, por desinfecção fotocatalítica, utilizando irradiação UV-C (0,2 mW.cm⁻², em 254 nm) e comprovaram sua eficiência.

Em estudos realizados por Chalker-Scott et al.(1994) e Wright et al.(1997) larvas do mexilhão zebra foram submetidas a exposição à radiação UV com comprimento de onda de 254nm, durante 60 segundos. Os autores verificaram que, após 8 dias na dose de 12,5 mWcm², atingiram 100% de mortalidade das larvas. A exposição à radiação também provoca 100% de mortalidade e conseqüente redução do assentamento de cracas e outras formas de larvas zooplanctônicas de copépodos, cladóceros e rotíferos de ambiente marinho (Viitasalo et al., 2005).

Adicionalmente, o processo de desinfecção de água com radiação ultravioleta ocasiona uma mínima geração de subprodutos, sendo reconhecida como uma técnica limpa e com baixos riscos à saúde, uma vez, após sua aplicação, não foi identificada a formação de subprodutos mutagênicos ou carcinogênicos (Wright; Cairns, 1998).

Uma forma de verificar se o experimento de controle com radiação UV não ocasionou a geração de resíduos é a avaliação ambiental através da aplicação de testes ecotoxicológicos. Através da análise ecotoxicológica é possível avaliar o nível de contaminação das amostras ambientais e os riscos decorrentes, alertando para o potencial de efeitos deletérios ao ambiente. Os ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos se aplica como uma importante ferramenta para a preservação e recuperação de ecossistemas aquáticos naturais (Oliveira-Neto et al., 2000) e são requeridos por diversos instrumentos legais direcionados a proteção da biota nos corpos hídricos brasileiros (Bertoletti et al., 1989).

Considerando o potencial uso da radiação ultravioleta no controle populacional do *D. polymorpha*, existe a hipótese de esta tecnologia limpa também seja eficaz para o controle do *L. fortunei*.

Objetivou-se através deste trabalho o desenvolvimento de método para o controle da biomassa na fase larval de *L. fortunei* com a aplicação da radiação ultravioleta e avaliação ecotoxicológica da água resultante dos experimentos.

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Montagem, instalação da unidade piloto e cálculo de dosagem de UV.

3.2.1.1. Unidade Piloto

Na concepção do projeto da Unidade Piloto enfatizou-se a flexibilidade na operação da mesma. Esta flexibilidade direcionou o projeto a considerar relevante as seguintes condições :

- Aplicar dosagens variadas de radiações ultravioletas, através da variação da vazão de 400 a 4200L/h;
- Reciclar a amostra submetida às radiações;
- Medir com relativa precisão as vazões do efluente a ser avaliado;
- Avaliar amostras de efluentes com volumes de até 200 litros;
- Realizar amostragens de fundo dos tanques.

A unidade piloto (Figuras 1 e 2) foi instalada no laboratório de Limnologia, no Centro de Ecologia, na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, essencialmente é constituída por:

- Dois tanques, em forma cilíndrica, confeccionados em aço inox, capacidade para 220 litros, fundo cônico, drenos de fundo e tendo externamente um indicador de nível com trena para determinar as vazões utilizadas nas avaliações;

- Uma bomba centrífuga de ½ CV provida de manômetro para recirculação da água com sistema de fluxo contínuo e válvulas para controle de vazão;
- Dois conjuntos de unidades de ultravioleta, modelo UVNat 7501, com corpo de material termoplástico, denominados Reatores 1 e 2.

3.2.1.2. Características dos reatores de UV

3.2.1.2.1 Câmara

Diâmetro 3"	0,0762 m
Comprimento	1,14 m
Volume	5,2 L

3.2.1.2.2 Lâmpada

Diâmetro 1"	25,4 cm
Comprimento	1,14 m
Volume	600 cm ³
Diâmetro retificado	8 cm
Área externa	0,091 m ²
Potência .	75 W
Volume do líquido na Câmara	4,6 L

3.2.1.3. Cálculo da Dosagem de UV

Para o cálculo da dosagem de radiação foram levantadas as características dos reatores de radiação UV e realizados os cálculos de dosagem com a associação da vazão de água presente no reator e o tempo de exposição. A ação germicida das radiações ultravioleta emitidas pela lâmpada, segundo dados do fabricante do reator, é da ordem de 40% da potência da lâmpada, ou seja, 30 W. Desta forma, considerando que a área externa da lâmpada é de 910 cm², a ação germicida aplicada foi de 33 mW/cm².

Para o cálculo do tempo de retenção em segundos levou-se em consideração o volume do líquido na câmara e a vazão, sendo representada pela equação $4,6 \text{ L} / \text{Vazão (L/h)} \times 3600 \text{ s/h}$.

A Dosagem de UV para um reator é expressa em mWs/cm² e seu cálculo contempla o produto da ação germicida (mW/cm²) e o Tempo de Retenção (s). Desta forma, para a unidade piloto instalada, a dosagem em mWs/cm² pode ser expressa pelas equações:

- 547000/Vazão (L/h) para um reator;
- 1094 000/Vazão (L/h) para dois reatores.

3.2.2. Etapas de preparo para os testes: coleta, quantificação, aclimatação e sobrevivência larval.

3.2.2.1. Coleta de água e de organismos teste

Os testes de exposição de larvas de *L.fortunei* à radiação ultravioleta foram realizados entre março de 2007 a dezembro de 2009, durante o período de produção larval. Para sua realização foi necessária a coleta das larvas no dia anterior a cada experimento. As amostras foram coletadas no Cais do Porto, delta do Jacuí, município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil (30°01'31,08''S; 51°13'38,26''W). As amostras foram obtidas com auxílio de uma bomba de sucção, através da filtragem de 1000L de água, em rede de plâncton com abertura de malha de 30µm. Após a filtração, as amostras foram acondicionadas em frascos de 200ml e encaminhadas ao laboratório.

As amostras de água bruta utilizadas nos testes foram avaliadas por meio de métodos analíticos adequados (APHA, 2005). Foram determinados os parâmetros de temperatura (°C), pH, turbidez (NTU), dureza (mgCaCO₃/L) e sólidos suspensos (mg/L), os quais poderiam influenciar nas condições dos testes (Gonçalves et al., 2003).

3.2.2.2. Quantificação da densidade larval (Estágio véliger)

Amostras de larvas véliger (100 mL) foram quantificadas com o auxílio de microscópio estereoscópico. Para tal, cinco alíquotas de 2 ml de cada amostra foram quantificadas em placas de petri, totalizado 10 ml e representando 10% do total da amostra. Cada larva encontrada nas alíquotas quantificadas foi pipetada e retirada da placa de contagem, procedimento adotado para que não houvesse recontagem de larvas evitando, assim, que a amostra fosse superestimada.

3.2.3. Pré-teste de sobrevivência larval

Com a finalidade de avaliar a sobrevivência das larvas em água deionizada foram mantidas, durante uma semana, amostras de larvas em béqueres de 1L (n=6) com densidade de 35000 ind/L sob aeração, temperatura controlada (22,5 ± 0,1 °C) e alimentação diária, onde foi adotada uma dieta composta por algas clorofitas do gênero *Monoraphidium sp.*

3.2.4. Aclimatação dos organismos para os testes

Após a quantificação das larvas visando a padronização dos procedimentos dos testes, amostras de 100 ml foram transferidas para provetas graduadas e avolumadas com água bruta

filtrada ou deionizada até totalizar 1L. Este volume final foi denominado de concentração teste (CT).

Posteriormente, as larvas foram aclimatadas por 24h em béqueres de 1L e submetidas à aeração sob temperatura controlada ($22,5 \pm 0,1$ °C). O alimento fornecido foi uma dieta composta por *Monoraphidium sp.* As algas foram cultivadas em laboratório, em frascos Erlenmeyer de 250 mL, em meio ASM-1 (Gorham et al., 1964). Os frascos foram mantidos em incubadora (24 a 26° C) num ciclo dia:noite de 14:10 h e intensidade luminosa de 2000 lux. A concentração das algas para alimentação foi de $1,5 \times 10^4$ céls.mL⁻¹ uma vez ao dia. A temperatura da sala manteve-se constante durante os experimentos ($22,0 \pm 1,0$ °C).

3.2.5. Delineamento experimental

Primeiramente foi realizada a quantificação da densidade larval das concentrações teste (CT) aclimatadas. No momento do teste estas foram inseridas nos tanques e homogeneizadas através de agitação circular. O volume de água utilizado em cada teste foi de 145 L (1L (CT) + 144L (água bruta ou deionizada)). As réplicas da concentração teste (CT) foram expostas a radiação ultravioleta em diversas dosagens no intervalo de 200 a 800 mWs/cm². Para obtenção das dosagens teste trabalhou-se com as vazões de 1400, 2000, 2400, 3500 e 4200L/h o que representa, respectivamente, o tempo de retenção de aproximadamente 6, 4, 2,5 e 2 minutos. Realizaram-se os experimentos de exposição com dois tipos de água (deionizada e bruta), seis réplicas em cada dosagem e o controle, totalizando 72 amostras. Como controle do experimento as amostras CT circulavam no sistema na estação piloto com as mesmas condições dos experimentos, mas sem a exposição à radiação UV.

Após a exposição à radiação UV nos diferentes tempos e vazões, a água resultante foi refiltrada em rede de plâncton de 30 µm, concentrada a 100 mL e levada ao microscópio estereoscópico. Para este procedimento foram utilizadas redes de coleta diferentes daquelas utilizadas para a coleta das amostras, com a finalidade de evitar a contaminação das amostras com larvas vivas que pudessem estar presas à malha. No microscópio estereoscópico foi avaliada a viabilidade larval e as larvas foram pipetadas uma a uma para a quantificação do número de indivíduos mortos.

Os critérios definidos para a avaliação da letalidade neste trabalho foram a falta de movimentos, a adução valvar e a ausência dos batimentos do estilete cristalino, após estímulo mecânico. Esta avaliação foi realizada após 1h do término do experimento.

3.2.6. Análises Ecotoxicológicas

Nos ensaios de toxicidade crônica na água residual, as amostras foram diluídas a 25%, 50%, 100%, utilizaram-se indivíduos testes de três níveis tróficos e a metodologia utilizada seguiu a norma adequada à espécie tratada. Para o teste de toxicidade crônica de curta duração com peixes *Pimephales promelas*, seguiu-se a ABNT15499-2007; para o teste de toxicidade crônica com crustáceos *Ceriodaphnia dubia*, foi usada a NBR13373-2005; para o teste de toxicidade crônica com ensaio de crescimento algáceo com *Selenastrum capricornutum*, foi usada a NBR 12648. Os ensaios foram repetidos em cada dosagem e o controle.

3.2.7. Análise de dados

Por meio da análise de correlação (Pearson), com nível de significância de 95% $p=0,05$, foram analisados os tratamentos com diferentes dosagens de radiação UV e os parâmetros físicos e químicos (pH, turbidez, dureza, sólidos suspensos) da água (deionizada ou bruta) em relação à mortalidade. O cálculo da dosagem letal (DL50) foi realizado por meio de análise de regressão com o software SPSS13.1.

3.3. Resultados e discussão

3.3.1. Pré-teste de resistência larval

Os valores médios de sobrevivência larval no pré-teste foram de 98%. A resistência das larvas possibilitou o delineamento, com segurança, dos testes de exposição de larvas à radiação ultravioleta, com a utilização de água deionizada. Os pré-testes mostraram que não houve mortalidade larval pelo tipo de água na ausência de nutrientes e sais.

3.3.2. Experimentos

A concentração média de larvas utilizadas em cada teste foi de 87000 ind/L.

Os valores das variáveis de qualidade da água bruta utilizadas nos testes de exposição de larvas de mexilhão dourado à radiação ultravioleta e os padrões definidos pelo CONAMA 357/2005 para avaliação da qualidade das águas brutas superficiais encontram-se discriminados na Tabela 1. Segundo essa resolução, os parâmetros pH e turbidez apresentaram condição de qualidade compatível com a Classe 1. Com relação à dureza observa-se, pela Tabela 1, que seus valores não ultrapassaram 25 mgCaCO₃/L, em todos os testes, sendo portanto considerada uma água mole, representando valores usualmente encontrados nas águas superficiais (Esteves,1988). Os valores das variáveis de qualidade da água deionizadas utilizada constam na tabela 2.

A Tabela 3 apresenta as dosagens calculadas nos testes de exposição à radiação UV e foram respectivamente de 781, 547, 456, 313 e 260 mWs/cm².

Os resultados da mortalidade média de cada experimento estão apresentados na Tabela 3 e a mortalidade média percentual das larvas na Tabela 4. A maior taxa de mortalidade larval ocorreu a uma dosagem de 781 mWs/cm².

As mortalidades percentuais das larvas de mexilhão dourado, para dosagens em torno de 781 mWs/cm² tanto com água deionizada (99%) como com água bruta (90%) (Tabelas 4 e Figura 3), corroboram com o trabalho de Wright et al. (1997) cuja eficiência da radiação ultravioleta no controle de *D. polymorpha* em laboratório atingiu percentuais semelhantes aos 90%. Uma vez que a exposição de radiação ultravioleta provoca 100% de redução do assentamento de cracas e outras formas de larvas em tubos transparentes por onde circula a água salgada. É pertinente supor que, nos casos de água doce, a eficiência seja maior, pois há uma quantidade menor de minerais que absorvem a radiação (Chalker-Scott et al., 1994). Por outro lado, as flutuações nos percentuais de mortalidade para água bruta nas dosagens de 260 e 313 mWs/cm² podem estar associadas às diferenças da qualidade da água a cada dia de experimento, parâmetros nos quais poderiam influenciar nas condições dos testes segundo Gonçalves et al. (2003).

Os resultados obtidos na análise de correlação (Tabela 5) indicam a existência de associações diferenciadas entre as variáveis ambientais com a dosagem e a mortalidade das larvas de *L. fortunei*, demonstrando valores de correlação negativa com a turbidez ($r = -0,533$; $p = 0,002$) e o pH ($r = -0,512$, $p = 0,004$). Com relação à turbidez, a presença de partículas em suspensão e substâncias dissolvidas pode interferir na transmissão da luz ultravioleta, influenciando a ação da radiação UV (Daniel, 2001). Este aumento da turbidez pode ser causado por material em suspensão, tais como partículas pequenas, matéria fecal ou colóides (partículas de argila), as quais podem refletir ou absorver a radiação ultravioleta (UV), diminuindo a eficácia da desinfecção (Burch; Thomas, 1998). O pH baixo afeta a solubilidade dos metais, de carbonatos e de sólidos em suspensão, que podem proteger os organismos da radiação UV, reduzindo assim a eficiência do tratamento (Gonçalves et al., 2003).

No experimento de exposição à radiação UV, a regressão entre a mortalidade média de larvas de mexilhão dourado e a dosagem, demonstrou que 52,85% da mortalidade está relacionada ao aumento da dosagem. A equação de regressão e o coeficiente de determinação apresentam-se na Figura 4. O valor de DL₅₀ (limite de confiança: 95%) obtido por análise de regressão foi de 324mWs/cm², que corresponde a dosagem letal necessária para causar a

mortalidade de 50% das larvas de mexilhão dourado nos testes na unidade piloto. Esta dosagem foi superior às dosagens utilizadas para a inativação de bactérias para desinfecção da água (Lobo et al., 2009). Sendo assim, a dosagem de radiação ultravioleta aplicada para eliminar as larvas do mexilhão dourado, quando aplicada em tubulações de água potável, poderia também atuar no tratamento da qualidade da água e diminuir os insumos no tratamento tradicional.

Na água residual dos experimentos de exposição à radiação ultravioleta foram realizados ensaios ecotoxicológicos de avaliação da Toxicidade Crônica com os organismos teste *Pimephales promelas*, *Ceriodaphnia dubia* e *Selenastrum capricornutum*, a fim de detectar a presença de subprodutos que poderiam gerar toxicidade aos organismos de diferentes níveis tróficos. Os resultados dos ensaios de toxicidade realizados nas águas residuais dos testes de exposição à radiação UV estão apresentados nas tabelas 6 a 11 e não demonstraram toxicidade residual.

O controle das larvas com o uso de radiação UV atende à resolução CONAMA 357 (2005), a qual estabelece que a toxicidade do corpo hídrico receptor não deve ser alterada após o lançamento de efluentes e águas residuais de atividades humanas. Segundo Wright; Cairns (1998) nos seus estudos observou que o processo de desinfecção de água com radiação ultravioleta ocasionou uma mínima geração de subprodutos, o que a qualificou como uma técnica limpa com baixos riscos à saúde, não promovendo a formação de subprodutos mutagênicos ou carcinogênicos, nas condições testadas.

3.4. Considerações Finais

Os resultados do trabalho demonstraram que a radiação UV apresenta grande eficiência no controle das larvas de mexilhão dourado, sendo que a mortalidade instantânea das larvas aproximou-se dos 100% nas condições do teste com a dosagem de 781mWs/cm² e apresentando DL₅₀ de 324 mWs/cm².

O experimento em bancada permitiu observar a dosagem ótima de radiação UV e a influência das características físicas e químicas das águas testadas nos resultados da mortalidade das larvas.

Para um controle de larvas em unidades de maior porte, recomenda-se a implantação de sistemas que permitam uma maior flexibilidade na potência dos equipamentos emissores de UV para que seu uso possa manter a eficiência pretendida com diferentes qualidades de água bruta.

3.5. Agradecimentos

Este trabalho foi financiado com recursos do P&D da TRACTEBEL ENERGIA S.A. U.O/ANEEL. Usina Termelétrica de Charqueadas – UTCH. Executada pela FAURGS – Fundação de Apoio a Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Centro de Ecologia através do Instituto de Biociências na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

3.6. Referências Bibliográficas

- Aldridge, D. C.; Elliot, P. & Moggridge, G. D. 2006. Microencapsulated BioBullets for the control of Biofouling Zebra mussels. *Environmental Sciences and Technology*, 40, 975-979.
- Apha: Standard Methods for the Examination of water and wastewater, 2005. American Public Health Association, Washington, DC, 21th edition.
- Bertoletti, E., Gherardi-Goldstein, E.; Zagatto, P.A. 1989. Variabilidade de testes de toxicidade com peixes. *Ambiente* 3 (1), 52-58.
- Brooks, G. & Matisoff, G. 1993. Chlorine Dioxide Control of Adult Zebra Mussels. Third International Zebra Mussel Conference, Agenda and Abstracts. Toronto, Canada.
- Claudi, R. M., Gerald, L., 1994. Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control, Lewis Publ. Inc., Boca Raton, Florida, USA, 227 p.
- Burch J.; Thomas, K. 1998. Water disinfection for developing countries and potential for solar thermal pasteurization. *Solar Energy*, 64 (1-3), 87-97.
- Cataldo, D.; Boltovskoy, D.; Hermosa, J. L.; Canzi, C. 2005. Temperature-dependent rates of larval development in *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: mytilidae). *Journal of Molluscan Studies*, 71, 41–46.
- Cataldo, D.; Boltovskoy, D. 2000. Yearly reproductive activity of the *Limnoperna fortunei* (Bivalvia) as inferred from the occurrence of its larvae in the plankton of the lower Parana river and the Rio de la Plata estuary (Argentina). *Aquatic Ecology*, 34, 307–317.
- Chalker-Scott, L.; Scalia, J.; Titus, J. 1994. Influence of wide-range ultraviolet radiation upon behavior and mortality of *Dreissena polymorpha*. In: Proceedings of The Fourth International Zebra Mussel Conference. Wisconsin Sea Grant institute, University of Wisconsin, Madison, 161-177.
- Cherry, D. S.; Roy, R.L.; Lechleitner, R. A.; Dunhardt, P.A.; Peters, G. T.; Cairns Jr., J. 1986. Corbicula fouling and control measures at the Celco Plant, Virginia. In: Proceedings of The

- Second International Corbicula Simposium. Special edition n°. 2 of the American Malacological Bulletin, 69-81.
- Choi, S.S.; Kim, J.S. 1985. Studies on the metamorphosis and the growth of larva in *Limnoperna fortunei*. Korean Journal of Malacology, Seoul, 1, 13-18.
- Choi, S.S.; Shin, C.N. 1985. Study on the early development and larvae of *Limnoperna fortunei*. Korean Journal of Malacology, Seoul, 1, 5 -12.
- Claudi, R.; Mackie, G. L. 1994. Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control, Lewis Publ. Inc., Boca Raton, Florida, USA, 227 p.
- Condie, W. 1986. Toxicological Problems Associated with Chlorine Dioxide. Journal of the Water Works Association. Research e Tecnology, 73-78.
- Conama. 2005. Resolução n° 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 19/agosto/ 2008.
- Consema. 2006. Resolução n° 128 de 24 de novembro de 2006. Disponível em:http://www.mp.rs.gov.br/areas/ambiente/arquivos/boletins/bola_leg08_06/iig128.pdf Acesso em: 19/agosto/ 2008.
- Daniel L. A. 1993. Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento).- Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 182p.
- Darrigran, G. 2002. Potential impact filter-feeding invaders on temperate in-land freshwater environments. Biological Invasions, 4, 145-156.
- Darrigran, G.; Pastorino, G. 2003. The golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the neotropical region: a 10 year story of invasion. Tentacle, 11, 8-9.
- Darrigran, G.; Damborenea C. 2006. In: Darrigran, G., Damborenea C., (Ed). Características de la espécie. Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano, cap. 3, 53-68, 220 p.
- Darrigran, G.; Damborenea, M.C. 2005. El mejillón dorado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) en la Cuenca del Plata. In Penchaszadeh, PE. (Coord.). Invasores: Invertebrados exóticos en el Río de la Plata y región marina aleaña. Buenos Aires: Eudeba, 39-102.
- Darrigran, G.; Damborenea, C. 2009. Aspectos Gerais vinculados à prevenção e controle. p.155-167. In: Darrigran, G.; Damborenea, C. (Eds). Introdução a Biologia das Invasões. O mexilhão dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle. Cubo Editora. 246pp. São Carlos-SP.
- Darrigran, G.; Ecurra-de-Drago, I. 2000. Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), en La Cuenca Del Plata, Region Neotropical. Medio Ambiente, 13 (2), 75-79.

- Darrigran, G.; Penchaszadeh, P.; Damborenea, M.C. 1999. The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) from a neotropical temperate locality. *Journal of Shellfish Research*, 18, 361-365.
- Esteves, F.A. 1988. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 574p.
- Filippo, R. 2003. Mexilhão dourado nos ecossistemas brasileiros. *SEPRONEWS: Série Meio Ambiente*, ano 1, (3), 1-2.
- Friedberg, E. C.; Walker, G. C.; Side, W. 1995. *Dna and mutagenesis*. ASM Press, Washington, D.C., 264p.
- Giordani, S.; Andreoli, C. V.; Abreu, B. P. 2005. *Limnoperna fortunei* ou Mexilhão Dourado: Impactos causados métodos de controle passíveis de serem utilizados e a importância do controle de sua disseminação. In: 23 Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande.
- Gorham, P. R.; McLachlan, L.; Hammer, U. T.; Kim, W. K. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.). *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 15, 796–804. 1964.
- Gonçalves, R. F.; Couracci filho, B.; Chernicharo, C.A.L.; Lapolli, F. R.; Aisse, M. M.; Piveli, R. P.; Sant'Ana, T.D. 2003. Desinfecção por radiação ultravioleta. In: GONÇALVES, R. F. Org. *Desinfecção de Efluentes Sanitários, PROSAB3*: 209-273.
- Golimowski, J.; Golimowska, K. 1996. UV photooxidation as pretreatment step in inorganic analysis of environmental samples. *Anal. Chim. Acta*, 325, 111-133.
- Karatayev, A. Y.; Burlakova, L.E.; Padilla, D.K. 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in eastern Europe. *Journal of Shellfish Research*, 16 (1): 187-203.
- Kimura, T.; Sekiguchi, H. 1996. Effects of temperature on larval development of two mytilid species and their implication. *Venus*, 55(3), 215-222.
- Lobo, M. G.; Costa, B. P.; Wisbeck, E. 2009. Avaliação da desinfecção de água por reator utilizando radiação ultravioleta. *Revista de Ciências Ambientais*, 3 (1), 21-36.
- Lodge, D. M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.*, 8 (4), 133-136.
- Mansur, M.C.D., Richinitti, L.M.Z., dos Santos, C.P. 1999. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, 7 (2), 147-149.
- Mansur, M.C.D.; Santos, C.P.; Darrigran, G.; Heydrich, I.; Callil, C.T.; Cardoso, F.R. 2003. Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker,

- 1857), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20 (1), 75-84.
- Mansur, M. C. D.; Quevedo, C. B.; Santos, C. P.; Callil, C. T. 2004. Prováveis vias da introdução de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul e novos registros de invasão no Brasil pelas Bacias do Paraná e Paraguai. In: Silva, J.S.V. e Souza, R.C.C.L. (Eds.) *Água de lastro e Bioinvasão*. Rio de Janeiro, Interciências, 33-38.
- Mooney, H.A.; Drake, J.A. 1986. *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*, Springer-Verlag, 321pp.
- Morton, B.S. 1973. Some aspects of the biology and functional morphology of the organs of feeding and digestion of *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Bivalvia: Mytilacea). *Malacologia*, 12, 265-281.
- Morton, B. S.; Au, C. S.; Lam, W. W. 1976. The efficacy of chlorine in the control of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae). *J. Inst. Water Eng. and Sci.*, 30, 147-156.
- Morton, B. 1977. The population dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilacea) in Plover Cove reservoir, Hong Kong. *Malacologia*, 16 (1), 165-182.
- Morton, B.S. 1982. The reproductive cycle in *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) fouling Hong Kong's raw water supply system. *Oceanol. Limnol. Sinica*, 13, 312-325.
- Morton, B.S. 1996. The aquatic nuisance species: a global perspective and review. In: Dmitri F. (ed.) *Zebra Mussels and other Aquatic Species*, 1-54.
- Oliveira-neto, A. L.; Ribeiro, L.; Tribess, T.; Torres, M. A.; Soares, C.H.L.; Pedrosa, R. C.; Agostini, J.; Bueno, A.; Wilhem-filho, D. 2000. Estresse oxidativo em tilápia (*Oreochromis niloticus*) exposta ao efluente de industria têxtil. pp. 441-449. In: E. L. G. Espíndola, C. M. R. Botta-Paschoal, O. Rocha, M.B.C. Boher & L. A. Oliveira Neto (org.) *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. Rima Editora, São Carlos, 575p.
- Otaki, M.; Hirata T.; Ohgaki, S. 2000. *Water Science & Technology*, 42 (3-4), 103-108.
- Parrotta, M.J., Bekdash, F. 1998. UV disinfection of small groundwater supplies, *Journal AWWA*, 90 (2), 71-81.
- Ricciardi, A. 1998. Global range expansion of the asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): another fouling threat to freshwater systems. *Biofouling*, 13 (2), 97-106.

- Rojícková-Padrťová, R.; Marsálek, B., 1999. Selection and sensitivity comparisons of algal species for toxicity testin. *Chemosphere*, Oxford, 38, 3329-3338.
- Santos, C.; Würdig, N. L.; Mansur, M. C. D. 2005. Fases larvais do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker), (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na bacia do Guaíba e na Laguna do Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22, 702-708.
- Santos, C.; Mansur, M. C. D.; Würdig, N. L. 2008. Variações no comprimento dos indivíduos de uma população do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), ao longo do ano, na praia do veludo, lago Guaíba, RS, Brasil (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 25 (3), 389-396.
- Souza, J.B.; Sartori, L.; Daniel, L. A. 2000. Influência da cor e turbidez na desinfecção de águas de abastecimento utilizando-se cloro e radiação ultravioleta. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, pp. 1-6.
- Soares, M. F.; Pereira, D.; Santos, C. P.; Mansur, M. C. D.; Pires, M.; Breintenbach, J. O.; Grespan, C. 2010. Toxicidade do Sulfato de Cobre ao Mexilhão Dourado, *Limnoperna fortunei*, em água bruta. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 4, 37-48.
- Viitasalo, S.; Sassi, J.; Rytönen, J.; Leppäkoski, E. 2005. Ozone, Ultraviolet Light, Ultrasound and Hydrogen Peroxide As Ballast Water Treatments – Experiments with Mesozooplankton In Low-Saline Brackish Water. *Journal of Marine Environmental Engineering*, 8, 35-55.
- Wright, H.B.; Cairns, W. L. 1998. Desinfección de água por médio de luz ultravioleta. In: Simposio Regional sobre Calidad Del Agua: Desinfección Efectiva, 1-28.
- Wright, D.A.; Magee, J. A.; Setzler-Hamilton, E. M.; Chalker-Scott, L., Morgan, G. L. 1997. Use of high energy monochromatic UV light to kill dreissenid larvae. In: D'Itri, F. M.(Eds.) *Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species. Proceedings, International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Species Conference*. Boca Raton, CRC PRESS, 467-476. 638p.
- Wolfe, R.L. 1990. Ultraviolet disinfection of potable water. Current tecnology and research needs. *Environ. Science Technology*, 24 (6), 768-773.

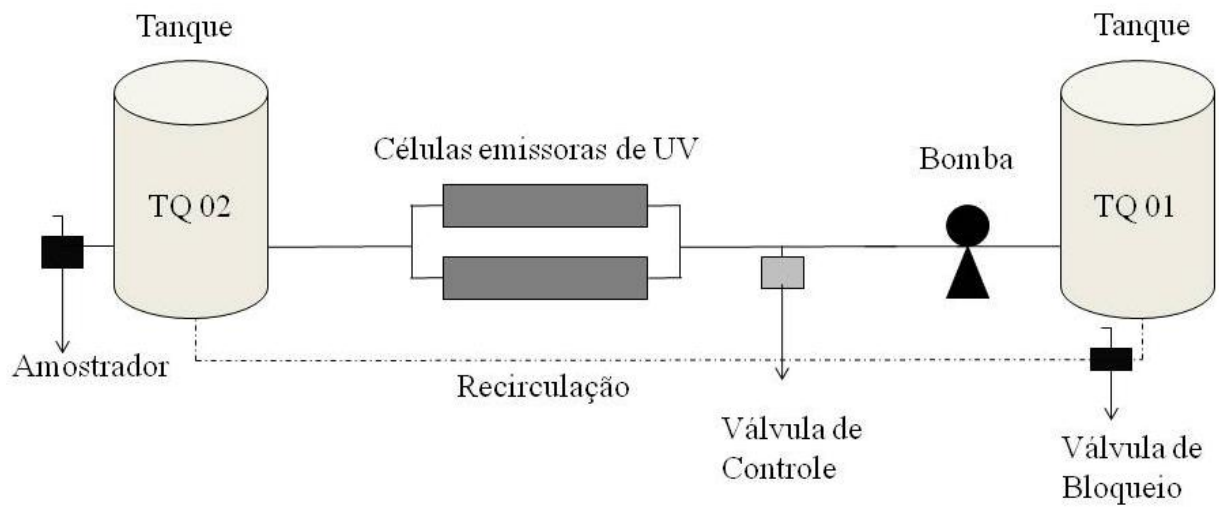


Figura 1: Desenho esquemático do funcionamento da unidade piloto.



Figura 2: Unidade piloto, onde foram realizados os testes de exposição de larvas de *L.fortunei* à radiação ultravioleta, Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Tabela 1: Qualidade da água bruta utilizada a cada teste nos experimentos de bancada. Condição de Qualidade segundo CONAMA 357/2005 para classe 1 (C1).

	método	med	Máx	Min	dpad	CONAMA 357
Dureza (mgCaCO ₃ /L)	Complexometria com EDTA	23,4	25,1	15,1	1,9	-
pH	Potenciométrico	6,8	7,1	6,7	0,1	C1
Sólidos Suspensos Totais (mg/L ¹)	Gravimetria	3,8	14,0	ND*	4,8	-
Turbidez (NTU)	Nefelometria	18,0	32,8	6,6	9,8	C1

*Não detectado-<0,001mg/L

Tabela 2: Qualidade da água deionizada utilizada nos experimentos de bancada.

	método	teor
Dureza (mg.CaCO ₃ /L)	Complexometria com EDTA	<5,0
pH	Potenciométrico	6,5
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	Gravimetria	ND
Turbidez (NTU)	Nefelometria	0,5

*Não detectado-<0,001mg/L

Tabela 3: Cálculo da dosagem de radiação ultravioleta; mortalidade larval percentual média em água deionizada (AD) e água bruta (AB) das larvas de *Limnoperna fortunei* resultante em cada experimento na unidade piloto.

Vazão	Tempo	Dosagem	AD	Desvio	AB	Desvio
(L/h)	(min)	(mWs/cm ²)	(%)	padrão	(%)	padrão
1400	06:05	781	99,5	0,56	90,9	5,53
2000	04:15	547	95,1	2,74	68,0	57,17
2400	03:38	456	90,0	2,98	79,1	7,15
3500	02:37	313	88,9	5,92	29,3	3,62
4200	02:05	260	67,7	4,56	53,1	21,37

Tabela 4: Mortalidade percentual das larvas de mexilhão dourado após exposição à radiação ultravioleta em água deionizada (AD) e água bruta (AB).

Dosagem (mWs/cm ²)	Mortalidade (AD) (%)	Mortalidade (AB) (%)
Controle	2	0
Controle	0	1
Controle	0	0
Controle	0	0
Controle	0	0
Controle	0	0
781	100	93,0
781	98,5	84,0
781	99,7	100
781	99,4	87,5
781	99,7	88,8
781	100	92,0
547	94,0	70,8
547	98,6	78,2
547	91,8	66,7
547	97,3	88,0
547	92,5	43,7
547	96,2	60,7
456	89,0	78,4
456	87,0	89,5
456	93,0	82,8
456	88,6	69,8
456	88,5	81,4
456	93,7	72,7
313	77,3	27,8
313	93,7	34,3
313	90,4	24,7
313	91,7	32,7
313	91,5	29,1
313	89,0	26,9
260	62,1	51,9
260	65,0	30,3
260	66,0	60,1
260	67,7	65,3
260	75,0	83,4
260	70,6	27,7

Tabela 5: Correlações (Pearson) entre a dosagem da radiação ultravioleta, mortalidade das larvas do mexilhão dourado e variáveis de qualidade da água bruta. Dosagem (DOS), Dureza (DUR), pH, Sólidos suspensos (SSP), Turbidez (TUR), Mortalidade (MOR).

		D	DUR	pH	SSP	TUR
MOR	Pearson Correlation	0,721 **	0,118	-0,512 **	-0,417 *	-0,533 **
	Sig. (2-tailed)	0,001	0,533	0,004	0,022	0,002

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

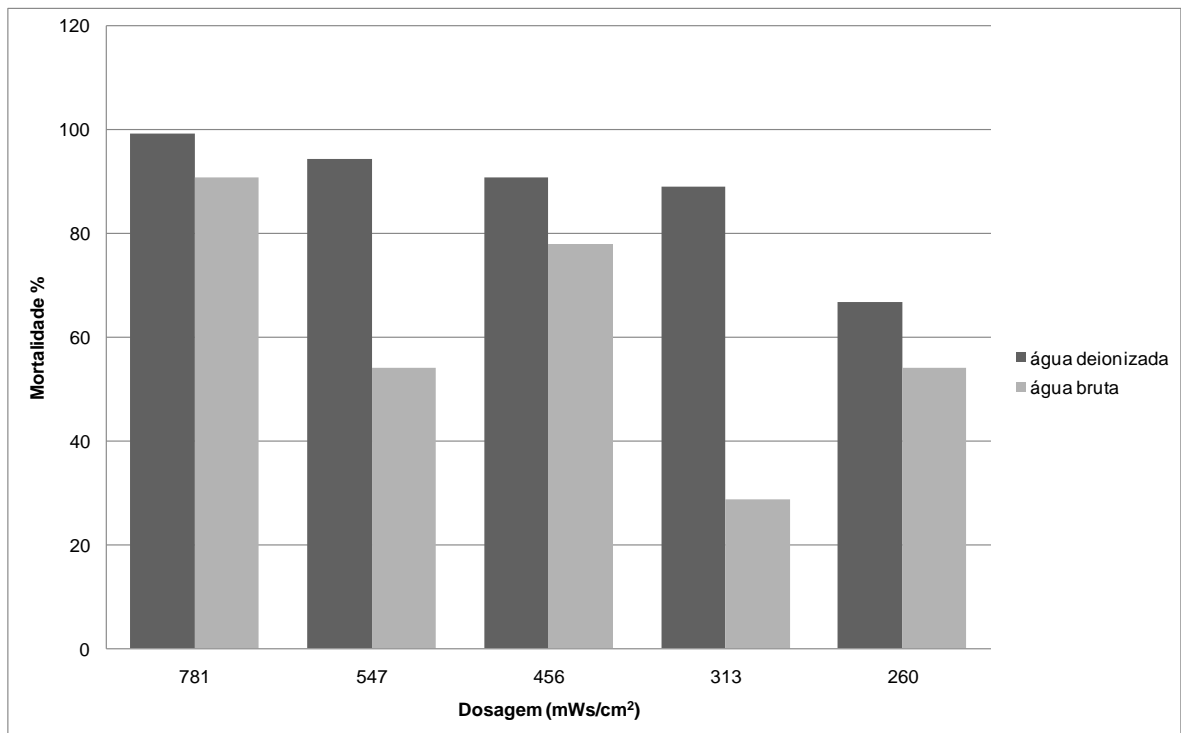


Figura 3: Mortalidade média em água deionizada e água bruta.

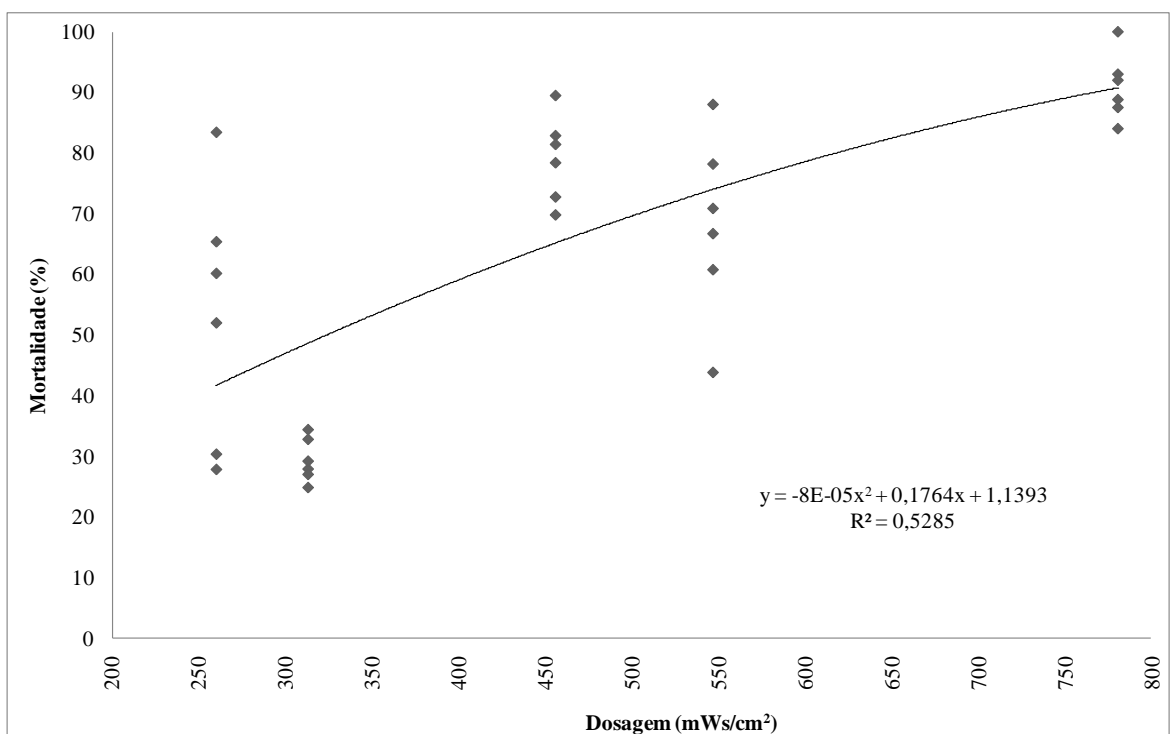


Figura 4: Equação de regressão e coeficiente de determinação entre a mortalidade larval de mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), em diferentes dosagens (mWs/cm²) de exposição a radiação ultravioleta em água bruta com turbidez máxima de 22NUT.

Tabela 6: Resultados do Teste de ecotoxicidade grupo controle.

Relatório de ensaio	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>
Controle	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
25%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
50%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
100%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito

Tabela 7. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 781 mWs/cm².

Relatório de ensaio	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>
Controle	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
25%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
50%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
100%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito

Tabela 8. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 547 mWs/cm².

Relatório de ensaio	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>
Controle	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
25%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
50%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
100%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito

Tabela 9. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 456 mWs/cm².

Relatório de ensaio	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>
Controle	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
25%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
50%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
100%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito

Tabela 10. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 313 mWs/cm².

Relatório de ensaio	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>
Controle	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
25%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
50%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
100%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito

Tabela 11. Resultados do Teste de ecotoxicidade na dosagem 260 mWs/cm².

Relatório de ensaio	Toxicidade <i>Pimephales promelas</i>	Toxicidade <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Toxicidade <i>Selenastrum capricornutum</i>
Controle	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
25%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
50%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito
100%	Nenhum efeito	Nenhum efeito	Nenhum efeito

4. Controle das larvas de *Limnoperna fortunei* através da radiação ultravioleta e seus efeitos sobre a liberação e remoção de microcistinas em *Microcystis aeruginosa*-Artigo

2-

Cintia Pinheiro dos Santos¹, Maria Teresa Raya Rodriguez¹, Maria Cristina D. Mansur¹, Vanessa Gazulha²

¹ Centro de Ecologia- CENECO, ² Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul- UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 9500. Porto Alegre, RS, Brasil.

Resumo

O mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857), invasor introduzido na América do Sul desde 1991, tem causado impactos ecológicos, tornando-se uma preocupação ambiental. Além de ameaçar à biodiversidade, tornou-se um problema econômico, causando a obstrução dos encanamentos e trocadores de calor das estações de tratamento de água e indústrias que utilizam água bruta para resfriamento. As estações de tratamento, além de enfrentarem o problema do mexilhão, defrontam-se também com o problema das florações de cianobactérias. O objetivo do presente estudo foi determinar o efeito da radiação ultravioleta, usada no controle das larvas de *L. fortunei* sobre cianobactérias e cianotoxinas presentes na água bruta. Os experimentos foram realizados em uma unidade piloto, onde as larvas do mexilhão e cianobactéria *Microcystis aeruginosa*, produtora de microcistina, foram expostas a radiações UV com intensidades de 75W em diferentes dosagens. A análise quantitativa foi realizada em câmara de Sedgewick-Rafter e a concentração de microcistina na água foi efetuada através do método ELISA (Enzyme -Linked ImmunoSorbent Assay). Os resultados obtidos nas condições testadas demonstraram-se satisfatórios no controle das larvas de mexilhão e não promoveram a lise das células de *M. aeruginosa* com a conseqüente liberação de microcistinas para o ambiente.

Palavras-chave: controle de larvas, *Limnoperma fortunei*, UV, cianotoxinas.

Abstract

The golden mussel, an invasive freshwater bivalve, introduced in South America since 1991, has caused ecological impacts raising environmental concerns. In addition to threatening the biodiversity, it became an economic problem, causing the obstruction of pipes and heat exchangers for water treatment plants and industries that use raw water for cooling. The treatment plants in addition to confront the problem of macrofouling caused by the mussels, are also faced with the problem of algal blooms of cyanobacteria. An alternative for the control of larvae of the golden mussel and removal of cyanobacteria, would be the use of ultraviolet radiation, considered a clean technology. The experiments were performed in a pilot plant where the larvae of the mussels were subjected to known doses of UV, water flows under different stock, with time of exposure and water quality test known. The same conditions tested for the mussels were used in experiments with cyanobacteria. The larvae and water for the experiment were obtained in Lake Guaiba, Porto Alegre, Brazil. The cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*, producing microcystins, was grown in the laboratory. The preliminary results showed it is satisfactory in controlling larvae of mussels, but not promoted the lysis of cells of *M. aeruginosa* and consequent release of microcystins in the conditions tested.

Keywords: larvae control, *Limnoperna fortunei*, UV, cyanotoxins.

4.1.INTRODUÇÃO

As espécies exóticas e as florações de algas tóxicas são nocivas aos ecossistemas aquáticos, tornando-se uma grave ameaça à qualidade da água. Uma espécie exótica no ecossistema pode acarretar drásticas alterações ambientais como eliminação de espécies nativas, perda de microhabitat, competição e desequilíbrio na cadeia alimentar, alterações populacionais e de comunidades (LODGE, 1993).

O bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae), conhecido como mexilhão dourado, originário do sudeste asiático foi introduzido em ecossistemas aquáticos continentais do sul da América do Sul, no início da década de 1990. O primeiro registro ocorreu no Rio da Prata (Argentina), (PASTORINO *et al.*, 1993). Em fins de 1998 e início de 1999, sua presença foi constatada, pela primeira vez, nas águas do Lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul (MANSUR *et al.*, 1999). Atualmente, esta espécie invasora encontra-se distribuída pela América do Sul, sendo encontrada na Argentina, Bolívia, no Uruguai, Paraguai e Brasil (SYLVESTER *et al.*, 2005).

Acredita-se que o mexilhão dourado tenha sido introduzido no Rio Grande do Sul, acidentalmente, por água de lastro, através de uma contaminação secundária por navios argentinos (MANSUR *et al.*, 2003). Através de seu crescimento descontrolado, sua alta capacidade reprodutiva (Morton, 1996), pela falta de predadores eficazes (DARRIGRAN *et al.*, 2003), e a facilidade de incrustação nos cascos de embarcações através do bisso (DARRIGRAN; DAMBORENEA, 2006), vem se multiplicando e dispersando-se pelo estado através das bacias hidrográficas provocando impactos ambientais e econômicos.

Os impactos econômicos do mexilhão dourado desde sua invasão na América do Sul têm sido documentados por diversos trabalhos (DARRIGRAN; DRAGO, 2000, MANSUR *et al.*, 2004, BRUGNOLI *et al.*, 2005). O maior prejuízo financeiro da invasão do mexilhão dourado vem se constatando junto às hidrelétricas, captadoras de água, grades e encanamentos de estações de abastecimento de água e refrigeração de indústrias. No Brasil, Uruguai, Paraguai, na Argentina e Bolívia, muitas indústrias começaram a apresentar problemas de entupimentos associados às incrustações de mexilhão dourado (BOLTOVSKOY *et al.*, 2006).

O processo de eutrofização dos ecossistemas aquáticos favorecido pelo enriquecimento de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, é reconhecido como a principal causa do aumento da frequência e intensidade das florações de microalgas ou cianobactérias. As florações, conhecidas também como *blooms*, são eventos de multiplicação

e acumulação de microalgas ou cianobactérias nos corpos hídricos, que podem durar de algumas horas ao longo do dia a meses (CEBALLOS *et al.*, 2006).

As cianotoxinas estão presentes principalmente no interior das células, e são liberadas na lise celular, que ocorre principalmente por senescência natural. O tipo mais comum de intoxicação envolvendo cianobactérias é ocasionado pelas toxinas de mecanismo hepatotóxico, as hepatotoxinas. As hepatotoxinas têm a ocorrência mais ampla e são as mais estudadas (SIVONEN; JONES, 1999). Dentre as hepatotoxinas, destacam-se as microcistinas, produzidas por diversos gêneros incluindo *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* (*Oscillatoria*), *Anabaenopsis*, *Nostoc* e *Hapalosiphon* (CARMICHAEL, 1992). A exposição crônica a doses não letais destas hepatotoxinas pode causar tumores no fígado, e conseqüentemente, trazer sérios danos a seres humanos e animais (FALCONER, 1991, CARMICHAEL, 1992).

A remoção de cianobactérias e cianotoxinas é complexa. Os processos de tratamento mais comumente utilizados no Brasil, na sua vasta maioria baseados em seqüência de tratamento envolvendo a coagulação química, com particular predominância do tratamento convencional, não são eficientes na remoção de cianotoxinas, e para serem eficientes na remoção de células viáveis de cianobactérias necessitam de bom controle operacional. Os processos mais efetivos para remoção de cianotoxinas não são comuns na maioria dos municípios brasileiros e são também bastante exigentes com relação ao controle operacional. Dessa forma, fica clara a necessidade de melhoria nos projetos e na operação de estações de tratamento de água, mas, ao mesmo tempo, verifica-se o papel preponderante e fundamental das ações preventivas para evitar-se a ocorrência de florações de cianobactérias tóxicas (BRASIL, 2003).

Os métodos de filtração rápida e filtração lenta não são eficientes na remoção das células de cianobactérias, e podem causar a lise das células no filtro e liberação das cianotoxinas na água. A Portaria 518/04 do Ministério da Saúde exige o monitoramento de cianobactérias e cianotoxinas na água tratada para abastecimento público. O valor máximo permitido (VMP) para microcistinas na água tratada é de $1 \mu\text{g L}^{-1}$. Diversos estudos têm mostrado que a cloração é um método ineficiente na remoção de cianotoxinas, além disso apresenta a desvantagem da geração de subprodutos tóxicos (HOEGER, 2000). A adsorção via carvão ativado granular ou carvão ativado em pó, e a ozonização podem ser métodos mais eficientes (ROSITANO *et al.*, 1998, HOEGER *et al.*, 2002).

A radiação ultravioleta (UV) é uma técnica antiga bastante utilizada para ação bactericida e germicida. A ação da radiação UV é conhecida pela sua alta capacidade de destruição microbiológica, letal para diversos organismos. Seu alvo de destruição é o material genético (ácidos nucléicos). Quando a luz UV penetra na célula e é absorvida pelo ácido nucléico, provoca alterações da informação genética, incapacitando a reprodução da célula (STANIER,1985).

O processo de desinfecção com radiação UV possui uma mínima geração de subprodutos (DANIEL, 2001), sendo conhecida por ser uma técnica limpa com baixos riscos a saúde, não tendo sido identificada a formação de subprodutos mutagênicos ou carcinogênicos (WRIGHT; CAIRNS,1998). A radiação ultravioleta é conhecida por sua habilidade de destruir microorganismos como vírus, bactérias, fungos, algas e protozoários. Quando penetra no corpo dos microorganismos, provoca alterações letais e irreversíveis, como alteração do código genético, e impossibilita a reprodução. O comprimento de onda ideal de radiação para inativação do DNA/RNA (material genético) dos microorganismos situa-se entre 250 - 270 nm, o mercúrio da lâmpada emite principalmente 254 nm (GONÇALVES *et al.*, 2003).

A intensidade de luz que atinge efetivamente os organismos é afetada pela turbidez da água, pela temperatura e pelos depósitos de material particulado que se acumulam sobre a lâmpada. De forma geral a amônia, os nitratos e nitritos, além da DBO, não afetam a radiação; a dureza da água pode levar à precipitação de sais sobre a lâmpada; o ferro e os ácidos húmicos absorvem a radiação havendo necessidade de controle; o pH afeta a solubilidade dos metais e carbonatos e os sólidos em suspensão reduzem o efeito da radiação diminuindo a eficiência do tratamento. A turbidez da água interfere diretamente no processo de desinfecção, quanto maior a turbidez maior o consumo de radiação UV (SOUZA *et al.*, 2000).

HOMAN (1991) em seu estudo de constatou que a radiação ultravioleta tem provocado 100% de redução do assentamento de cracas. A radiação UV foi eficiente na diminuição para outras formas de larvas, em água salgada, circulando em tubos transparentes (VIITASALO *et al.*, 2005). Acredita-se que nos casos de água doce, a eficiência seja maior, pois há uma quantidade menor de minerais que absorvem a radiação (CHALKER-SCOTT *et al.*,1994) .

Diversos métodos de controle populacional do mexilhão zebra, *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) foram desenvolvidos: filtração mecânica, ultravioleta, proteção catódica de superfícies, ultrassom, dióxido de cloro, ozônio, entre outros (CLAUDI; MACKIE, 1994).

Apesar de serem espécies de famílias distintas, o mexilhão dourado e o mexilhão zebra, apresentam características em comum, como o bisso e vivem em ambiente de água doce. Existem trabalhos já realizados com utilização de UV no controle de *Dreissena* (CHALKER-SCOTT *et al.*, 1994) muito eficientes. Os estudos de HOMAN (1991) em laboratório mostraram, que o mexilhão zebra submetido à radiação UV-B tem sua atividade de assentamento reduzida, e por um certo intervalo de tempo param de se movimentar. Testes com diferentes faixas de radiação UV verificaram uma mortalidade de 100% em uma exposição de 254 nm num intervalo de 60-240 segundos (WRIGHT *et al.*, 1997). Como o UV é eficiente no controle das larvas de mexilhão dourado com dosagens no intervalo de 200 a 800 mWs/cm² (SANTOS *et al.*, 2011), o objetivo do presente estudo foi verificar o efeito da radiação ultravioleta, usada no controle das larvas de *L. fortunei*, sobre cianobactérias e cianotoxinas presentes na água bruta.

4.2. METODOLOGIA

Para avaliar os efeitos da radiação ultravioleta, usada no controle das larvas de mexilhão dourado sobre as células de *M. aeruginosa*, realizaram-se experimentos observando as seguintes variáveis: concentrações conhecidas de larvas de *L. fortunei* e concentração celular de *M. aeruginosa* e exposição a diferentes dosagens de radiação UV.

4.2.1. Coleta de larvas para os experimentos

As amostras de larvas foram obtidas no lago Guaíba, município de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Procedeu-se a filtragem de 1m³ de água, em rede de plâncton de 30 µm, com auxílio de uma bomba de sucção e concentradas em amostras de 100mL.

4.2.2. Cultivo de *Microcystis aeruginosa*

A cepa tóxica *M. aeruginosa* (NPLJ-4) foi fornecida pelo Laboratório de Ecofisiologia e Toxicologia de Cianobactérias/UFRJ. Estas foram cultivadas em laboratório, em frascos Erlenmeyer de 250 mL, em meio ASM-1 (Gorham *et al.*, 1964), mantidos em incubadora (24 a 26° C) num ciclo dia:noite de 14:10 h e intensidade luminosa de 2000 lux.

4.2.3. Quantificação da densidade larval (veliger) e densidade celular de *M. aeruginosa*.

A quantificação das larvas de *L. fortunei* foi realizada com auxílio de estereomicroscópio e placa de contagem, seguiu-se a metodologia de Santos *et al.* (2011). A análise quantitativa de *M. aeruginosa* foi realizada em câmara de contagem de Sedgewick-Rafter (Apha, 2005) em microscópio óptico.

4.2.4. Experimento

As amostras quantificadas de larvas de *L. fortunei* e de *M. aeruginosa* foram inseridas nos tanques com água deionizada e homogêneas através de agitação circular. O experimento foi realizado em unidade piloto com lâmpadas ultravioleta (UV-C modelo Nat 7501) com intensidade de 75W (Fig.1). Nos experimentos foram utilizados 147L (146L+ 1L (CT- concentração teste)), CT (Larvas)- concentração foi 50 ind.L⁻¹; CT (*Microscystis*)- concentração inicial- 2x10⁴.cél.s.mL⁻¹. As dosagens calculadas segundo Santos et al. (2011) variaram aproximadamente de 0 a 16000 mWs/cm² (313, 456, 547, 781, 1936, 3872, 5809, 7745, 9681 e 15490 mWs/cm²) com diferentes tempo de retenção e vazões na unidade piloto.

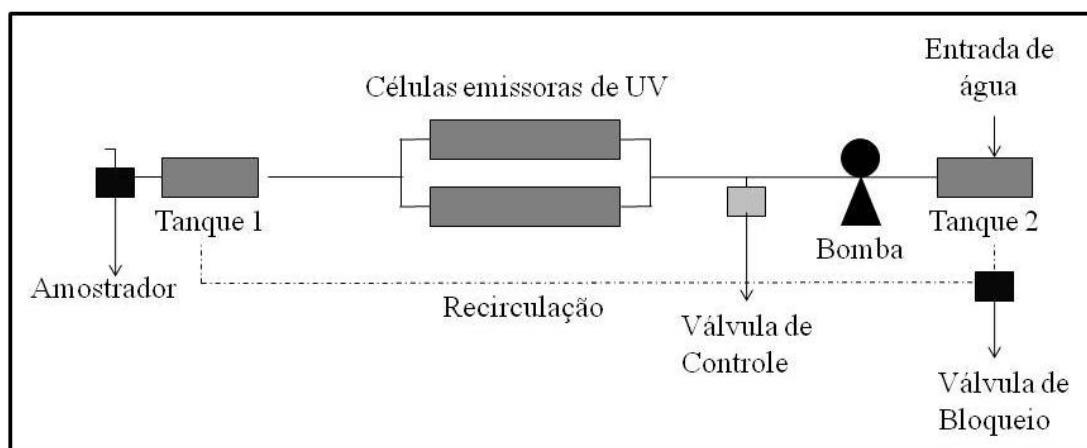


Figura 1: Desenho esquemático da unidade piloto

4.2.5. Efeitos avaliados no experimento

Após exposição à radiação ultravioleta: as larvas foram observadas e pipetadas uma a uma para quantificação e avaliação da sua viabilidade; os critérios de letalidade observados foram: a falta de movimentos, adução valvar e batimentos do estilete cristalino, após estímulo mecânico;

As células de *M. aeruginosa* foram quantificadas no microscópio óptico e observadas para verificar a ocorrência de lise celular. A análise quantitativa foi realizada em câmara de contagem de Sedgewick-Rafter (Apha, 2005).

4.2.6. Análise de Toxinas

Como acompanhamento final dos testes quantificou-se a concentração de microcistinas (MC-LR). A concentração das microcistinas na água foi realizada através do método ELISA (Enzyme -Linked Immuno Sorbent Assay), utilizando-se kit Beacon. A faixa de detecção do método é de 0,1 a 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$.

4.2.7. Avaliação dos efeitos da radiação UV no crescimento de *M. aeruginosa*

Para avaliar os possíveis efeitos da radiação UV sobre o crescimento *M. aeruginosa* (danos do DNA), as amostras de cianobactérias submetidas às diferentes dosagens de UV (380 a 781 mWs/cm^2) e uma amostra controle (sem exposição) foram mantidas em incubadora (25°C) durante 26 dias para acompanhamento do crescimento populacional. A concentração celular de *M. aeruginosa* foi avaliada no dia da inoculação e depois de 7, 9 e 26 dias de incubação sob condições controladas (T= 24°C; ciclo dia noite 14h:10h; 2000 lux). A análise quantitativa foi realizada em câmara de Sedgewick-Rafter.

4.2.8. Análises Estatísticas

Os resultados obtidos foram submetidos a Análises de Variância (One-way ANOVA) para detectar diferenças significativas ($\alpha= 0,05$) entre os tratamentos utilizados. O teste de Tukey foi aplicado após a confirmação da normalidade dos dados através do teste de Kolmogorov-Smirnov (KS) ($\alpha= 0,05$).

4.3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

A radiação ultravioleta não promoveu a lise celular e nem a conseqüente liberação das microcistinas na água nas condições experimentais testadas. Nos experimentos de radiação UV em *L. fortunei* foi observado que dosagens de aproximadamente 547 a 781 mWs/cm^2 que levaram a mortalidade de 95 a 100% das larvas (Santos *et al.*, 2011). Nessas dosagens as variações observadas na densidade celular antes e logo após a exposição (Figura 2), não foram significativas ($p>0,001$). As variações na densidade celular na dosagem de 547 mWs/cm^2 estão relacionadas a incerteza do método de contagem MÜLLER *et al* (2010), mas não influenciou no resultado final. Desta forma, a radiação ultravioleta não foi eficiente na remoção de células da cianobactéria. Estes dados corroboram com o trabalho de Ding *et al.*

(2010) onde foram aplicadas doses de 0 a 2500mJ/cm² e constatou a ineficiência do tratamento para remoção das células de *M. aeruginosa*.

O estudo realizado por Fijalkwoska e Surosz (2005) com lâmpadas de intensidades de 5 a 10Wm⁻², também observaram uma pequena redução na densidade do número de células logo após 30min da exposição.

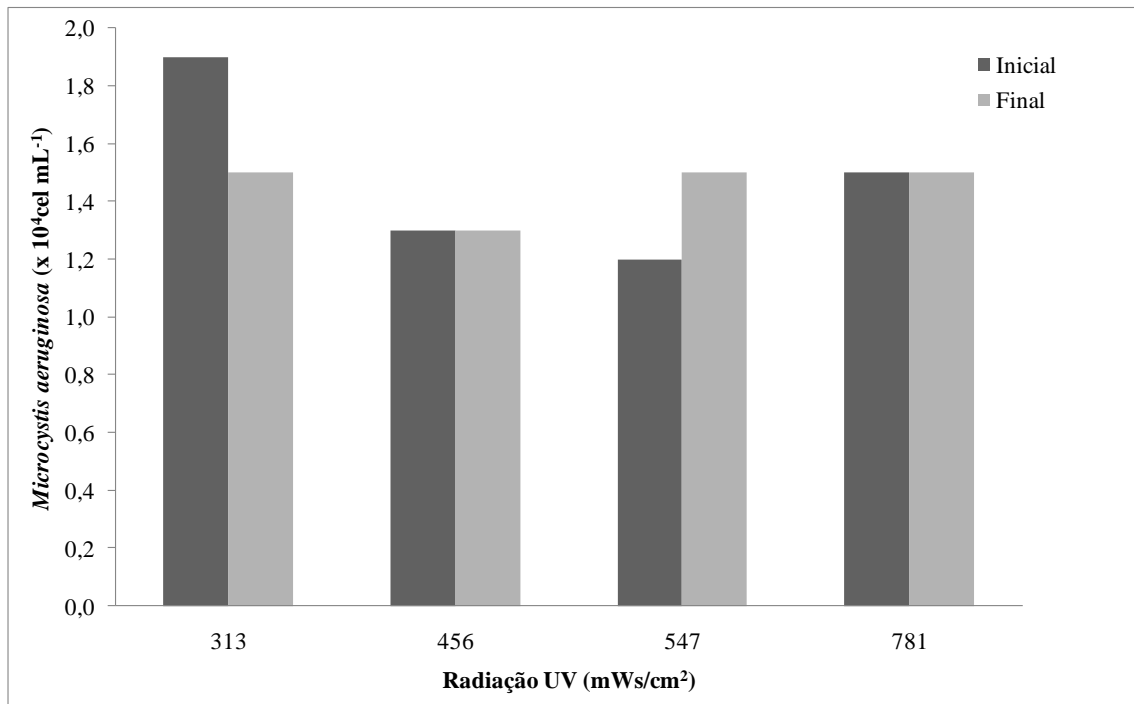


Figura 2: Densidade celular de *Microcystis aeruginosa* (x 10⁴ céls.mL⁻¹, n=3) antes e depois da exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas.

A remoção de microcistinas (MC-LR) variou de 45 a 85 % nas dosagens testadas (Figura 3). A partir da dosagem de 456 mWs/cm² a remoção foi superior a 65%. Desta forma, apesar de não registrarmos danos significativos nas células de *M. aeruginosa*, as microcistinas intracelulares (MC-LR) foram removidas, evidenciando a segurança do tratamento conjunto da água para a remoção de larvas de *L. fortunei* e de *Microcystis* tóxica.

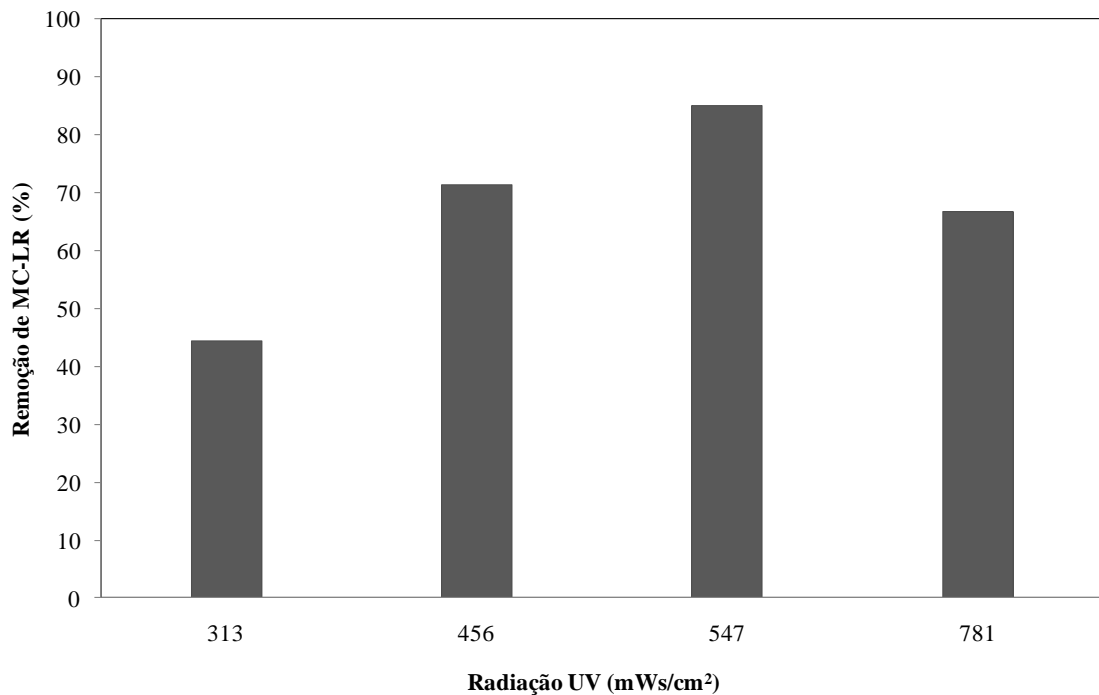


Figura 3: Remoção de MC-LR ($\mu\text{g L}^{-1}$, $n=3$) de *M. aeruginosa* em exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas.

A partir destes resultados, foram realizados experimentos complementares utilizando-se dosagens de no máximo 16000 mWs/cm^2 (Figura 4) superiores àquelas utilizadas no experimento de exposição de larvas de *L. fortunei* (Santos *et al.*, 2011), para verificar se ocorreria a lise celular da cianobactéria e a liberação das microcistinas na água. Os resultados mostraram que não houve variação significativa da densidade celular da cianobactéria ao término da de exposição à radiação ultravioleta ($p>0,001$). No entanto, Alam *et al.* (2001) utilizando a dose UV-A de 75 mWs/cm^2 afirmam que esta dose é letal para *M. aeruginosa*. Os autores demonstraram que sete dias após aplicação da dose UV de 75 mWs/cm^2 , quase todas as células foram destruídas.

Estes dados indicam que a radiação UV não se mostrou eficiente na remoção de células (lise celular) de *M. aeruginosa*, concluindo que o UV não teve efeito na lise celular e portanto, não levou à liberação das microcistinas (intracelulares) na água.

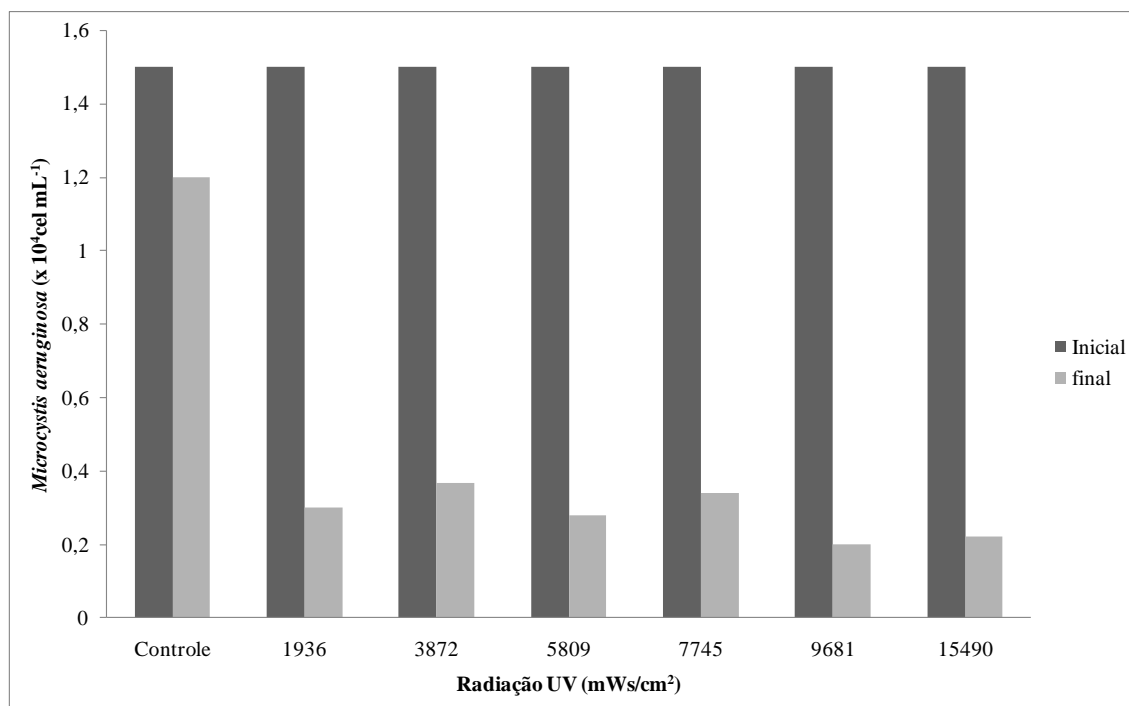


Figura 4: Densidade celular de *Microcystis aeruginosa* ($\times 10^4$ céls mL⁻¹, n=3) em exposição à radiação UV em diferentes dosagens.

Entretanto, observou-se que a radiação UV mostrou-se bastante eficiente em relação a remoção de microcistinas (MC-LR) (Tabela 1), com percentual mínimo de 75,5% para a dosagem 3872 mWs/cm², e máximo de 86,7 % para a dosagem de 9681mWs/cm² (Figura 5). Esses resultados corroboram com outros estudos sobre as doses UV que efetivamente degradam cianotoxinas (Tsuji *et al.*,1995; Senogles *et al.*, 2000; Alam *et al.*,2001; Gajdek *et al.*;2004).

Tabela 1: Concentração média de microscistinas antes e após exposição à radiação UV em diferentes dosagens (1936, 3872,5809,7745,9681,15490 mWs/cm²).

Amostra	Dosagem (mWs/cm ²)	Inicial	Microcistina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Controle	0	1,5	1,2
1	1936	1,5	0,3
2	3872	1,5	0,4
3	5809	1,5	0,3
4	7745	1,5	0,3
5	9681	1,5	0,2
6	15490	1,5	0,2

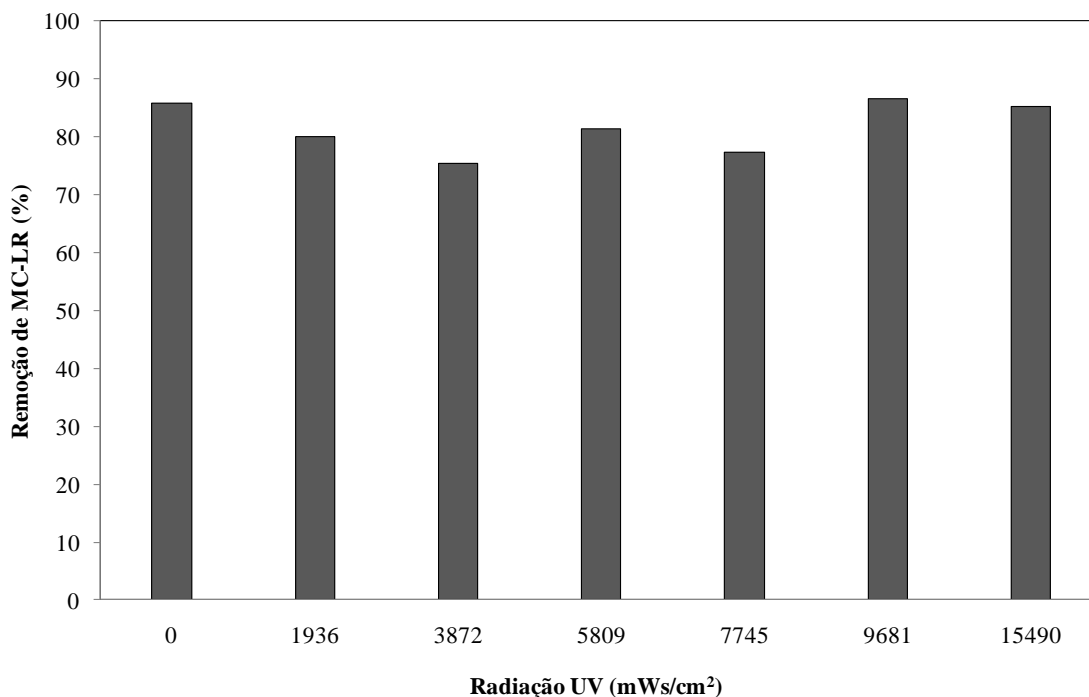


Figura 5: Percentual de remoção de MC-LR ($\mu\text{g L}^{-1}$, $n=3$) de *M. aeruginosa* em exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas (1936, 3872, 5809, 7745, 9681, 15490 mWs/cm^2).

Tsuji *et al.* (1995) afirmaram que as toxinas são facilmente decompostas pela UV com comprimentos de onda de 254nm, mas a absorção máxima das toxinas e a decomposição dependem da intensidade da luz. A degradação da microcistina LR neste estudo ocorreu com $147\mu\text{W/cm}^2$ de irradiação UV durante 10 min, e a toxina foi totalmente decomposta por $2550\mu\text{W/cm}^2$ UV após 10 min. Senogles *et al.* (2000) observaram a degradação da toxina cilindrospermopsina em intensidades de UV em torno de $5000\mu\text{W/cm}^2$ em torno de 14 ± 2 min. Aliado a isto o estudo de Fijalkwoska e Surosz (2005) observaram que após exposição de *M. aeruginosa* a UV-B durante 30 min, ocorreu um decréscimo de toxinas nas células. E com o aumento do tempo de exposição para 2h, a análise dos extratos de cianobactérias suspensos na água, não foi detectada a presença de cianotoxinas. Estudos de Gajdek *et al.* (2004) demonstraram que a radiação UV foi eficiente na degradação de microcistina –LR, onde o UV provoca a fotoreação e reduziu as taxas de toxinas.

Após a exposição radiação ultravioleta observou-se um efeito inibitório no crescimento algal nas dosagens acima de 5809 mWs/cm^2 . Apesar das cianobactérias não serem imediatamente lisadas após o tratamento UV, sua capacidade de proliferação a longo prazo é substancialmente reduzida (Figura 6). Fijalkwoska e Surosz (2005) relatam que o crescimento é influenciado pela radiação UV. O grupo controle de *M. aeruginosa* colocada

em cultura durante 12h após exposição, tem densidade muito maior do que as expostas a radiação UV. Esta diferença de densidade vai aumentando ao longo do experimento. Alam *et al.* (2001) observou o crescimento algal durante sete dias após a exposição UV verificou que este é reduzido após a exposição.

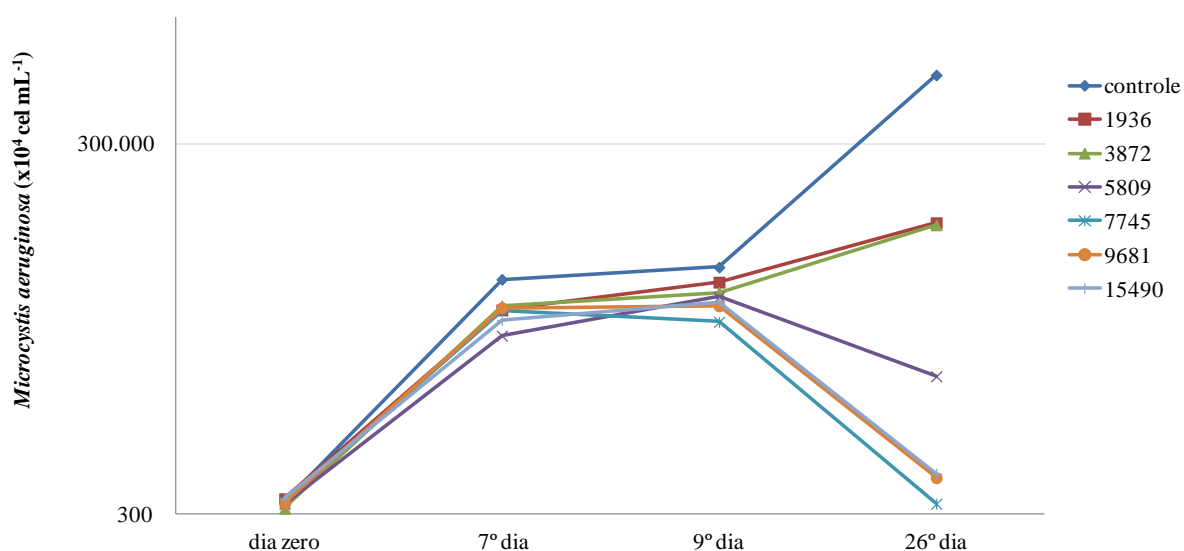


Figura 6: Densidade celular de *M. aeruginosa*, em escala logarítmica (base100), após testes de exposição à radiação ultravioleta nas diferentes dosagens testadas (1936, 3872, 5809, 7745, 9681, 15490mWs/cm²).

O valor máximo permitido (VMP) para microcistinas na água tratada é de 1 µg L⁻¹. (Portaria 518/04 do Ministério da Saúde). O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) fixa valores para a classificação das águas doces por meio da resolução 357/05, e define seus usos. A classificação baseia-se na avaliação da qualidade das águas usando parâmetros específicos que permite separar os usos preponderantes de cada classe. A portaria 518/2004-MS (Brasil, 2004) estabelece o padrão de qualidade da água para consumo humano, ou seja, da água potável, a qual define de forma clara e precisa os Valores Máximos Permissíveis (VMP) de numerosos parâmetros para a água potável. Uma vez que não há formação de produtos nocivos no presente estudo, um tratamento de água, incluindo a radiação UV é muito possível para a remoção de microcistinas da água bruta (Tsuji *et al.*, 1995).

Em experimentos nas condições mais aproximadas da escala real, é aconselhável realizar o monitoramento das cianobactérias presentes na água bruta e das concentrações de

cianotoxinas para evitar a contaminação das águas do tratamento, e assim, riscos à saúde e ao meio ambiente.

4.4.CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos, pode-se constatar que o controle das larvas de mexilhão dourado com radiação UV, nas condições testadas de até 16000 mWs/cm², poderia ser utilizado com segurança, sem o risco de trazer maiores problemas à qualidade da água, como consequência de uma possível lise celular e liberação de microcistinas na água do tratamento. Além disso as microcistinas, quando presentes em níveis concentrados, foram removidas durante o tratamento, indicando que a radiação UV para controle de larvas do mexilhão dourado pode ser recomendada para pré-tratamento da água, mesmo com a presença de cianotoxinas.

4.5.AGRADECIMENTOS

O projeto foi financiado com recursos do Edital Universal CNPq Processo 481552/2007-3. Executada pelo Centro de Ecologia através do Instituto de Biociências na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

4.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALAM, Z.B.; OTAKI, M.; FURUMAI, H.; OHGAKI, S. Direct and indirect inactivation of *Microcystis aeruginosa* by UV-radiation. *Wat. Res.*, v.35, n.4, p.1008-1014, 2001.

- APHA: Standard Methods for the Examination of water and wastewater, American Public Health Association, Washington, DC, 21th edition, 2005.
- BARTRAM, J.; BURCH; M.; FALCONER, I. R.; JONES, G.; KUIPER-GOODMAN, T. *Situation assessment, planning and management*. In: Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management, Chorus, I.; Bartram, J., London and New York, pp 179-209, 1999.
- BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N. ; CATALDO, D.; SYLVESTER, F. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in Rio de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions*, v.8, p. 947-963, 2006.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n.518, 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário oficial da União; 26 mar 2004; Seção 1;p.266-270.
- BRASIL. Ministério da Saúde/Fundação Nacional de Saúde. *Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília, DF: Funasa/MS, 2003.
- BRUGNOLI, E.; CLEMENTE, J.; BOCCARDI, L; BORTHAGARAY, A.; SCARABINO, F. Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalva: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 77, n. 2, p. 235-244, 2005.
- CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria Secondary Metabolites - the Cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, v. 72, p.445-459, 1992.
- CEBALLOS, B. S. O.; AZEVEDO, S. M. F. O.; BENDATI, M. M. *Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias*. In: PÁDUA, V. (Edi.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. ABES, Rio de Janeiro,p. 23-81, 2006.
- CHALKER-SCOTT, L., SCALIA, J.; TITUS, J. Influence of wide-range ultraviolet radiation upon behavior and mortality of *Dreissena polymorpha*. In: PROCEEDINGS OF FOURTH INTERNATIONAL ZEBRA MUSSEL CONFERENCE, Wisconsin Sea Grant Institute, University of Wisconsin, Madison, 1994.
- CLAUDI, R.; MACKIE, G.L. *Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 227p,1994.

- CONAMA. 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 19/agosto/2008.
- DANIEL, L. *Métodos alternativos de desinfecção de água: Processo de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. São Carlos: Rima, 139p, 2001.
- DARRIGRAN, G. A.; DAMBORENEA, M. C.; PENCHASZADEH, P. E. Reproductive stabilization of *Limnoperna fortunei* (bivalvia mytilidae) after ten years of invasion in the americas. *Journal of Shellfish Research*, v. 22, n. 1, 2003.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. Características de la especie, In: DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. (Edi.). *Bio-invasión del mejillón dorado en el continente americano*. La Plata: Edulp, 2006.
- DARRIGRAN, G., ESCURRA-DE-DRAGO, I., 2000. Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), en La Cuenca Del Plata, Region Neotropical. *Medio Ambiente*, v. 13, n. 2, p.75-79.
- DING, J.; SHI, H.; TIMMONS, T.; ADAMS, C. Release and Removal of Microcystins from *Microcystis* during Oxidative-, Physical-, and UV-Based Disinfection. *Journal of Environmental Engineering*, v. 136, n. 1, p. 2-11, 2010.
- FALCONER, I. R. Tumor promotion and liver-injury caused by oral consumption of cyanobacteria. *Environmental Toxicology and Water Quality*, v.6, p.177-184, 1991.
- FIJALKWOSKA, M.; SUROSZ, W. The impact of UV-B radiation on *Microcystis aeruginosa* growth and toxin production. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, v.34, n.3, p. 55-65, 2005.
- GAJDEK, P.; BOBER, B.; MEJ, E.; BIALCZYK, J. Sensitised decomposition of microcystin-LR using UV radiation. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, v.76, p.103-106, 2004.
- GONÇALVES, R. F.; COURACCI FILHO, B.; CHERNICHARO, C.A.L.; LAPOLLI, F. R.; AISSÉ, M. M.; PIVELI, R. P.; SANT'ANA, T.D. Desinfecção por radiação ultravioleta. In: Gonçalves, R. F. Org. Desinfecção de Efluentes Sanitários, PROSAB3, Vitória, 209-273p, 2003.
- GORHAM, P.R.; MCLACHLAN, L.; HAMMER, U.T.; KIM, W.K. Isolation and culture of toxic strains of *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.). *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, v.15, p.796-804, 1964.

- HOEGER, S. J. Cyanobacterial toxins: Removal during drinking water treatment and human risk assesment. *Environmental Health Perspectives*, v.108, p. 31-53, 2000.
- HOEGER, S. J.; DIETRICH, D. R.; HITZFELD, B. C. Effect of ozonation on the removal of cyanobacterial toxins during drinking water treatment. *Environmental Health Perspectives*, v.110, p.1127-1132, 2002.
- HOMAN, S. Power plant pests: zebra mussels. Mechanical Engineering American Society of Mechanical Engineers March, 1991.
- LODGE, D. M. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends Ecol. Evol.*,v.8, n.4, p. 133-136, 1993.
- MANSUR, M. C. D.; RICHINITTI, L. M. Z.; SANTOS, C. P. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, v. 7, n. 2, p. 147-149, 1999.
- MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; DARRIGRAN, G.; HEYDRICH, I.; CALLIL, C.T.; CARDOSO, F.R. Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna do Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 20, n. 1, p. 75-84, 2003.
- MANSUR, M. C. D.; QUEVEDO, C. B.; SANTOS, C. P.; CALLIL, C. T. *Prováveis vias da introdução de Limnoperna fortunei (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul e novos registros de invasão no Brasil pelas Bacias do Paraná e Paraguai*. In: Silva, J.S.V. e Souza, R.C.C.L. (Eds.) Água de lastro e Bioinvasão. Rio de Janeiro, Interciências, p.33-38, 2004.
- MAZUR-MARZEC, H.; MERILUOTO, J.; PLINSKI, T. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin nodularin (NOD) by UV radiation. *Chemosphere*, v. 65, n. 8, p. 1388-1395, 2006.
- MORTON, B.S. 1996. *The aquatic nuisance species: a global perspective and review*. In: Dmitri F. (ed.) Zebra Mussels and other Aquatic Species, p. 1-54.
- MÜLLER, C. C.; RAYA-RODRIGUEZ, M. T.; CYBIS, L. F. Diagnóstico da qualidade analítica na quantificação de cianobactérias. *Eng. Sanit. Ambient.*, v.15, n. 3, p. 283-290, 2010.
- PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; MARTIN, S.; LUNASCHI, L. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del río de La Plata. *Neotropica*, v.39, n.101/102, p. 34, 1993.

- ROSITANO, J.; NICHOLSON, B. C.; PIERONNE, P. Destruction of cyanobacterial toxins by ozone. *Ozone-Science & Engineering*, v.20, p.223-238, 1998.
- SANTOS, C.P.; RODRIGUEZ, M.T.R.; MANSUR, M.C.D.; NEHRKE, M. V.; ZURITA, M.L.L. Desenvolvimento de metodologia para controle de larvas do Mexilhão Dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) com uso de Radiação Ultravioleta, manuscrito 2011.
- SENOGLES, P.J.; SCOTT, A.; SHAW, G. Efficiency of UV treatment with and without titanium dioxide for the degradation of the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Resource Environ. Biotechnol.*, v. 3, p.71–85, 2000.
- SHEPHARD, G.S.; STOCKENSTRÖM, S.; VILLIERS, D.; ENGELBRECHT, W.J.; SYDENHAM, E.W.; WESSELS, G.F. Photocatalytic degradation of cyanobacterial microcystin toxins in water. *Toxicon*, v.36, n.12, p.1895-1901, 1998.
- SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial Toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Edi). *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management*. London & New York: World Health Organization, 1999.
- SOUZA, J. B.; SARTORI, L.; DANIEL, L. A. Influência da cor e turbidez na desinfecção de água de abastecimento utilizando-se cloro e radiação ultravioleta. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental -ABES, 2000.
- STANIER, R.Y.; DOUDOROFF, M.; ADELBERG, E. A. The Microbial World. New Jersey, Prentice-Hall, 1963. *Apud Montgomery, J.M.* 1985.
- SYLVESTER, F.; DORADO, J.; BOLTOVSKOY, D.; JUAREZ, A.; CATALDO, D. Filtration rates of the invasive pest bivalve *Limnoperna fortunei* as a function of size and temperature. *Hydrobiologia*, v.534, p.71-80, 2005.
- TSUJI, K.; WATANUKI, T.; KONDO, F.; WATANABE, M.F.; SUZUKI, S.; NAKAZAWA, H.; SUZUKI, M.; UCHIDA, H.; HARADA, K. I. Stability of microcystins from cyanobacteria-II.Effect of UV light on decomposition and isomerization. *Toxicon*, v. 33, p. 1619-1631, 1995.
- VIITASALO, S.; SASSI, J.; RYTKÖNEN, J.; LEPPÄKOSKI, E. Ozone, Ultraviolet Light, Ultrasound and Hydrogen Peroxide as ballast water treatments- Experiments with Mesozooplankton in Low-saline Brackish Water. *Journal of Marine Environmental Engineering*, v. 8, p. 35-55, 2005.
- WRIGHT, H.B.; CAIRNS, W.L. Desinfección de água por médio de luz ultravioleta. In: Simposio Regional sobre Calidade del Agua: Desinfection Efectiva, p.1-28, 1998.

WRIGHT, D.A.; MAGEE, J.A.; SETZLER-HAMILYON, E.M.; CHALKER-SCOTT, L.; MORGAN, G.L. Use of high energy monochromatic UV light to kill dreissenid larvae. In: D'ITRI, F. M.(Edi.), Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species, Proceedings, International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Species Conference. Boca Raton, CRC Press, p. 467-476, 1997.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O sistema estudado, baseado na aplicação de radiação UV, foi eficiente na inativação larval de *L. fortunei*, indicando que as larvas são sensíveis a radiação ultravioleta.

A mortalidade instantânea das larvas aproximou-se dos 100% nas condições do teste com a dosagem de 781mWs/cm² tanto para água bruta como para a água deionizada.

Neste estudo a mortalidade de 50% das larvas o DL₅₀ foi de 324 mWs/cm².

O sistema piloto estudado apresentou a mesma performance para todas as situações estudadas, eficiência na letalidade das larvas tanto em água bruta como água deionizada. Para todos os ensaios em água deionizada com tempos de aproximados de 7 minutos, obteve-se 100% de inativação das larvas de *L. fortunei*, independente das características de turbidez da amostra.

O experimento piloto permitiu observar a dosagem ótima de radiação UV e a influência das características físicas e químicas das águas testadas nos resultados da mortalidade das larvas.

Nas condições testadas às dosagens não provocaram a lise das cianobactérias após a exposição, porém um efeito inibitório do crescimento algal.

O estudo de tecnologias limpas poderá constituir um importante e eficaz instrumento de controle de espécies exóticas como *L. fortunei*, sem riscos de provocar a lise das células da cianobactérias, liberando microscistinas na água tratada com radiação ultravioleta. Além disso as microscistinas que estavam em níveis concentrados foram removidas durante o tratamento, indicando que UV também é recomendável para pré-tratamento da água com presença de cianotoxinas

Assim, os resultados obtidos, reafirmam a boa perspectiva do emprego de sistemas de desinfecção baseados na aplicação da radiação UV como agente desinfetante, mesmo aplicados em águas com cor e turbidez moderadas.

Os resultados do presente trabalho, de um modo geral, poderiam auxiliar na aplicação de tecnologias limpas de controle mais adequados e com isto minimizar prejuízos financeiros e impactos ambientais maiores do que o do próprio mexilhão dourado, advindos da aplicação de técnicas indevidas de gestão.

Finalizando, em complementação às justificativas das pesquisas por sistemas alternativos de desinfecção, recomenda-se a elaboração de estudos mais abrangentes referentes à formação de subprodutos da desinfecção por meio da radiação ultravioleta principalmente em aplicações em águas com presença mais elevada de matéria orgânica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, A. M. S. et al. Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de águas com turbidez e cor moderadas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.7, p.37-47. 2002.
- ALDRIDGE, D. C.; ELLIOT, P.; MOGGRIDGE, G. D. Microencapsulated BioBullets for the control of Biofouling Zebra mussels. **Environmental Sciences and Technology**, v.40, p. 975-979. 2006.
- AMARAL, L. A.; NUNES, A.P.; CASTANIA, J.; LORENZON, C. S.; BARROS, L. S. S.; NADER FILHO, A. Uso da radiação solar na desinfecção da água de poços rasos. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v.73, n.1, p.45-50. 2006.
- ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E., *Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações* 2ed., São Carlos, Rima. 2008.
- AWAD, J.; GERBA, C.; MAGNUSON, G. Ultraviolet disinfection for water reuse. In: Planning, design and operations of effluents disinfection systems, Whippany, USA , 1993, apud WRIGTH, H.B.; CAIRNS, W.L. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. In: Simposio Regional sobre Calidad del agua: Desinfección Efectiva, Lima, Peru. *Calidad del Agua: Desinfección Efectiva*, p.1-28. 1998.
- AZEVEDO, S. M. F. O. South and Central America: Toxic cyanobacteria. In: CODD, G.; AZEVEDO, S. M.; BAGCHI, S. N.; BURCH, M. D.; CARMICHAEL, W. W.; HARDING, W. R.; KAYA, K.; UTKILEN, H. C. (Eds.) . *Cyanonet: A global network for cyanobacterial bloom and toxin risk management*. VI Technical Document in Hydrology n. 76. IHP-Unesco, Paris, p. 115-126, 2005.
- BAIRD, C. *Química Ambiental*. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BARBOSA, R. M., POVINELLI, J.; ROCHA, O., ESPÍNDOLA, E.L.G. A toxicidade de Efluentes (Lodo) de Estações de Tratamento de Água a Dafinídeos (*Daphnia similis*), Quironomídeos (*Chironomus xanthus*) e Peixes (*Hyphessobrycon egues*). In: *Ecotoxicologia: perspectivas para o século XXI*. Editores: ESPÍNDOLA, E.L.G.; BOTTA-PASCHOAL, C.M.R.; ROCHA, O.; BOHER, M.B.C.; OLIVEIRA-NETO, A.L. São Carlos, Rima, São Paulo, p. 379-394, 2000.
- BERGMANN, C. P.; MANSUR, M.C.D.; BERGONCI, P.E.A.; PEREIRA, D.; SANTOS, C.P.; BASEGIO, T.; VICENZI, J.; SANTOS, S.C.A. Seleção de materiais e revestimentos

- para o controle de incrustações do mexilhão dourado na Usina Hidrelétrica de Ibitinga (SP, Brasil). **Revista Matéria**, v. 15, n. 1, p. 21-30, 2010.
- BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Ozônio e radiação UV na inativação de indicadores patogênicos em esgoto sanitário: análise comparativa. **Minerva**, v.3, n.2, p.199-207, 2006.
- BRASIL, Ministério da Saúde. Norma de qualidade da água para consumo humano, Portaria no 1469 de 29 de Dezembro. 2000.
- BRASIL, Ministério da Saúde/Fundação Nacional de Saúde. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano. Brasília, DF: Funasa/MS. 2004.
- CAIRNS, W. UV technology for water supply treatment. **Water Supply**, v.13, n.3/4, p. 211-214, 1995.
- CARLTON, J. T.; GELLER, J. B. Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. **Science**, v. 261, p. 78-82, 1993.
- CALLEFI, S. Impacto do uso de Sulfato de cobre sobre o zooplâncton na represa de Guarapiranga. In: Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI. Editores: ESPÍNDOLA, E.L.G.; BOTTA-PASCHOAL, C.M.R.; ROCHA, O.; BOHER, M.B.C.; OLIVEIRA –NETO, A.L. São Carlos, RIMA, São Paulo, p.03-13, 2000.
- CALIJURI M.C., ALVES M.S.A., SANTOS, A.C.A. Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais. São Carlos: Rima editora, 2006.
- CARMICHAEL, W.W.; GORHAM, P.R. The mosaic nature of toxic blooms for cyanobacteria. In *The Water Environment – Algal Toxins and Health*, New York, Plenum Press, 1981.
- CEBALLOS, B. S. O., AZEVEDO, S. M. F. O.; BENDATI, M. M. Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados às cianobactérias. In: PÁDUA, V. L. C. (eds), *Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano*. Abes: Rio de Janeiro: 23-81, 2006.
- CESAR, A.; SILVA, S. L. R.; SANTOS, A. R. Testes de Toxicidade Aquática no Controle da Poluição- Universidade Santa Cecília - UNISANTA - Santos- SP. 4ª edição, 35p, 1997.
- CHALKER-SCOTT, L.; SCALIA, J.; TITUS, J. Influence of wide-range ultraviolet radiation upon behavior and mortality of *Dreissena polymorpha*. In: *Proceedings of The Fourth International Zebra Mussel Conference*. Wisconsin Sea Grant institute, University of Wisconsin, Madison, 161-177, 1994.

- CHAPMAN, P.M. Integrating toxicology and ecology: putting the “eco” into ecotoxicology. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, n. 1, p.7-15, 2002.
- CLAUDI, R.; MACKIE, G.L. Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 227p.,1994.
- CODD, G.A.; LINDSEY, J.; YOUNG, F.M.; MORRISON, L.F.; METCALF, J.S. Harmful cyanobacteria. From mass mortalities to management measures. In: Harmful Cyanobacteria. Huisman, J., Matthijs, H.C.P., and Visser, P.M. (eds.) Dordrecht, The Netherlands: Springer, p. 1-23, 2005.
- COLARES, E. R. C.; SUMINSKY, M.; BENDATI, M. M. A. Diagnóstico e controle do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei*, em sistemas de tratamento de água em Porto Alegre (RS, Brasil). ABES, Porto Alegre, 4p, 2002.
- COSTA, S.M.; AZEVEDO, S.M. Implantação de um Banco de Culturas de Cianofíceas Tóxicas. **Iheringia - Série Botânica**, v.45, p.69-74, 1994.
- CORDEIRO, A.C.S.; LEITE, S.G.F.; DEZOTTI, M. Inativação por Oxidação Fotocatalítica de *Escherichia coli* e *Pseudomonas sp.* **Química Nova**, v.27, n. 5, p.689-694, 2004.
- DANIEL, L.A. Desinfecção de esgoto com radiação ultravioleta : fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos. São Carlos, 164 p. Dissertação de Doutorado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 1993.
- DANIEL, L. A. Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável. São Carlos: Rima Artes e Textos, 139 p. 2001.
- DANIEL, L.A.; CAMPOS, J.R. Metodologia simplificada para determinação de parâmetros cinéticos de desinfecção com radiação ultravioleta. In: Seminário internacional - desinfecção de águas de abastecimento e residuárias em países em desenvolvimento, 1, 1993, Belo Horizonte, Brasil. Anais. Belo Horizonte: Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES – Seção Minas Gerais, p. 229-245.1993.
- DARRIGRAN, G. Potential impact filter-feeding invaders on temperate in-land freshwater environments. **Biological Invasions**, v.4, p. 145-156. 2002.
- DARRIGRAN, G., ESCURRA-DE-DRAGO, I. Distribución de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), en La Cuenca Del Plata, Region Neotropical. Medio Ambiente, v.13, n. 2, p. 75-79. 2000.
- DARRIGRAN, G.; PASTORINO, G. The golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the neotropical region: a 10 year story of invasion. **Tentacle**, v. 11, p. 8-9. 2003.

- DARRIGRAN, G. E.; MANSUR, M. C. D. Distribuição, abundância e dispersão. In: DARRIGRAN, G. A. e DAMBORENEA, C. (eds). Bio-invasion del mejillón dourado en el continente americano. Edulp, La Plata, Argentina, p.93-110. 2006.
- EPA, 2006. Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, EPA815-R-06-007, <http://www.epa.gov/safewater>
- GROOCOCK, N.H. Desinfection of drinking water by UV light. Journal of the Institute of Water Engineers and Scientists, vol. 28, No 20, p. 163-172, 1984 apud WRIGTH, H.B., CAIRNS, W.L. Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta. In: Simposio Regional sobre Calidad del agua: Desinfección Efectiva, Lima, Peru. Calidad del Agua: Desinfección Efectiva. p.1-28. 1998.
- FALCONER, I., J. BARTRAM, I. CHORUS, T. KUIPER-GOODMAN, H. UTKILEN, M. BURCH; G. A. CODD. Safe levels and safe practices. In I. Chorus & J. Bartram (eds), Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. St Edmundsbury Press, New York: 161-182. 1999.
- FIGUEIREDO, M. E. M. O uso de fotoeletrooxidação para a remoção de *Microcystis aeruginosa* no tratamento de água. Monografia de conclusão de curso; UERGS; 70p. 2007.
- FILIPPO, R. Mexilhão dourado nos ecossistemas brasileiros. SEPRONEWS: Série meio ambiente, ano 1, n. 3, p.1. 2003.
- GIORDANI, S.; NEVES, P. S.; ANDREOLI, C.V. *Limnoperna fortunei* ou mexilhão dourado: impactos causados, métodos de controle passíveis de serem utilizados e a importância do controle de sua disseminação In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Sanepar. Curitiba, PR. 2003.
- GOLIMOWSKI, J.; GOLIMOWSKA, K. UV photooxidation as pretreatment step in inorganic analysis of environmental samples. **Anal. Chim. Acta**, v.325, n. 111-133. 1996.
- HEBERT, P. D. N.; MUNCASTER, B. W.; MACKIE, G. L. Ecological and Genitcs Studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): A New Mollusc in the Great Lakes. **Can. J. Fish. Aquatic. Sci.**, v. 46, p.1578-1591. 1989.
- HOEGER, S. J. Cyanobacterial toxins: Removal during drinking water treatment and human risk assesment. **Environmental Health Perspectives**, n.108, p. 31-53. 2000.

- HOIGNE, J. Chemistry of aqueous ozone and transformation of pollutants by ozonation and advanced oxidation processes. In: The handbook of environmental quality and treatment of drinking water. Berlin, Springer. 1998.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, v.16, n. 199-204. 2001.
- LAWTON, L.A.; COOD, G. A. Cyanobacterial (Blue-green Algal) Toxins and their Significance in UK and European Waters. **J. Inst.Wat. Environ. Management**,v.5, p.460-465. 1991.
- LOBO, M.G.; COSTA, B.P.; WISBECK, E. Avaliação da desinfecção de água por reator utilizando radiação ultravioleta. **Revista de Ciências Ambientais**, v.3, n.1, p. 21- 36. 2009.
- LODGE, D. M. Biological invasions: lessons for ecology. **Trends Ecol. Evol.**, v.8, n.4, p.133-136. 1993.
- MACEDO, J. A. B. Introdução a Química Ambiental (Química & Meio Ambiente & Sociedade). Juiz de Fora. 2002.
- MACKIE, G.; CLAUDI, R. Monitoring and Control of Macrofouling Mollusks in Fresh Water Systems. Boca Raton, Florida, CRC Press, p.508. 2010.
- MANSUR, M. C. D.; RICHINITTI, L. M. Z.; SANTOS, C. P. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na Bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências**, v. 7, n. 2, p. 147-149. 1999.
- MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; DARRIGRAN, G.; HEYDRICH, I.; CALLIL, C.T.; CARDOSO, F.R. Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna do Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 75-84. 2003.
- MANSUR, M. C. D.; QUEVEDO, C. B.; SANTOS, C. P.; CALLIL, C. T. Prováveis vias da introdução de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul e novos registros de invasão no Brasil pelas Bacias do Paraná e Paraguai. In: SILVA, J.S.V.; SOUZA, R.C.C.L. (Eds.) **Água de lastro e Bioinvasão**. Rio de Janeiro, Interciências,pp.33-38. 2004.
- MATTHIENSEN, A.; BEATTIE, K.; YUNES, J.S.; KAYA, K.; CODD, G.A. Microcystin-LR, from the Cyanobacterium *Microcystis* RST9501 and from a *Microcystis* bloom in the Patos Lagoon estuary, Brazil. **Phytochemistry**, v.55, p.383- 387. 2000.

- MAZON, A. F.; PINHEIRO, G. H. D.; FERNANDES, M. N. Contaminação dos Ecossistemas Aquáticos pelo cobre e risco potencial à biodiversidade: Estudo da Toxicidade em Curimbatá, *P. scrofa* (teleostei, Prochiodontidade). In: ESPÍNDOLA, E.L.G.; BOTTA-PASCHOAL, C.M.R.; ROCHA,O.; BOHER, M.B.C.; OLIVEIRA – NETO, A.L. Ecotoxicologia: Perspectivas para o Século XXI. Editores: de, São Carlos, Rima, São Paulo, p.327-340. 2000.
- MESQUITA, E.; MENAIA, J.; ROSA, M.J. Biodegradação de Microcistina-LR em Filtros de Carvão Ativado com Actividade Biológica. Acessado em: http://wwwext.lnec.pt/LNEC/60anos/dia_bolseiro/pdf/Resumo_Elsa_Mesquita.pdf, 2007
- METCALF, L.; EDDY, H. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4th ed. revised, Mc Graw Hill. 2003.
- METCALF L.; EDDY; H.; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse. 3rd.ed. New York: McGraw-Hill, 1334p. 1991.
- MOONEY, H.A.; DRAKE, J.A. Ecology of biological invasions of North America and Hawaii. Springer-Verlag, New York. 1986.
- MORTON, B.S. Some aspects of the biology and functional morphology of the organs of feeding and digestion of *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Bivalvia: Mytilacea). **Malacologia**, v.12,p. 265-281. 1973.
- MORTON, B.S. The aquatic nuisance species: a global perspective and review. In: Dmitri F. (ed.) Zebra Mussels and other Aquatic Species, p.1-54. 1996.
- OTAKI, M., HIRATA T., OHGAKI, S. **Water Science & Technology**, v.42, n.3-4, p.103-108. 2000.
- PARROTTA, M.J., BEKDASH, F. UV disinfection of small groundwater supplies. **Journal AWWA**, v. 90, n. 2, p. 71-81. 1998.
- POURIA, S.; ANDRADE, A.; BARBOSA, J.; CAVALCANTI, R. L; BARRETO, V. T. S.; WARD, C. J.; PREISER, W.; POON, G. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*, v.352,p. 21-26. 1998.
- RAND G.M.; PETROCELLI, S.R. (Ed.) Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications. Washington, D.C.: Hemisphere Publishing Corporation, p.666. 1985.
- ROSITANO, J., NICHOLSON B.C., PIERONNE, P. Destruction of cyanobacterial toxins by ozone. **Ozone Science & Engineering**, v.20, p. 223-238. 1998.

- SÁ SILVA, C.A., ANDRADE N.J., SOARES, N.F.F., FERREIRA, S.O. Evaluation of ultraviolet radiation to control microorganisms adhering to lowdensity polyethylene films. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.34, p. 175-178. 2003.
- SANT'ANA, T. D. C.; OLIVEIRA, F. F.; RUBIM, K. T.; ZANDONADE, E.; KELLER, R.; GONÇALVES, R. F. Desempenho de um reator UV simplificado com lâmpadas emersas na desinfecção de efluente de ETEs pequenas. In: Anais. Seminário Estadual Sobre Saneamento e Meio Ambiente, Joinville. 2003.
- SANTOS, C.; MANSUR, M. C. D. ,WÜRDIG, N. L. Variações no comprimento dos indivíduos de uma população do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), ao longo do ano, na praia do veludo, lago Guaíba, RS, Brasil (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n.3, p. 389-396. 2008.
- SILVA, J.C.C., CHERNICHARO, C.A.L., ZERBINI, A.M., GODINHO, V.M., LAUFFER, J. Desenvolvimento e avaliação de um fotorreator simplificado de radiação UV para inativação de coliformes e ovos de helmintos em esgotos tratados. In: CHERCHINARO, C.A.L. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbicos. Coletânea de artigos técnicos - volume II. PROSAB, p. 229-240. 2001.
- SILVA, J. S. V.; FERNANDES, F. C.; SOUZA, R. C. C. L.; LARSEN, K. T. S.; DANELON, O. M. Água de lastro e Bioinvasão. Cap. 1, p. 1-10. In: Silva, J. S. V. & Souza, R. C. C. L. (Org.) Água de Lastro e Bioinvasão. Ed. Interciência, RJ. 224 p. 2004.
- SIVONEN, K.; NIEMELA, S.I.; NIEMI, R.M.; LEPISTO, L.; LUOMA, T.H.; RASAMEN, L.A. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal waters. **Hydrobiologia**, v.190, p. 267-275. 1990.
- SIVONEN, K.; JONES, G. Cyanobacterial Toxins. In: Chorus, I.; Bartram, J. (eds), Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: p.55-124. 1999.
- SOUZA, J.B.; SARTORI, L.; DANIEL, L. A. Influência da cor e turbidez na desinfecção de águas de abastecimento utilizando-se cloro e radiação ultravioleta. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-6. 2000.
- STANIER, R.Y.; DOUDOROFF, M.; ADELBERG, E. A. The Microbial World. New Jersey, Prentice-Hall. 1963. Apud Montgomery, J.M. (1985). Water treatment principles and desing. 686 p. New York, John Wiley & Sons, 1985.

- TAVARES, M.; MENDONÇA Jr., J. B. Introdução de crustáceos decápodes exóticos no Brasil: Uma roleta ecológica. Cap. 6, p.59-76. In: Silva, J. S. V. & Souza, R. C. C. L. (Org.) Água de Lastro e Bioinvasão. Ed. Interciência, Rio de Janeiro. 224 p. 2009.
- TANAKA, K.; ABE, K.; HISANAGA, T. J. Photocatalytic water treatment on immobilized TiO₂ combined with ozonation. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v.101, p.85-87. 1996.
- TSUJI, K.; NAITO, S.; KONDO, F.; ISHIKAWA, N.; WATANABE, M.F.; SUZUKI, M. & HARADA, K. “Stability of microcystins from cyanobacteria: Effect of light on decomposition and isomerization. **Environmental Science and Technology**, v.28, p. 173-177. 1993.
- TUNDISI, J. G. In: Água no Século XXI. Enfrentando a escassez., Rima Editora, Instituto Internacional de Ecologia, p. 52-54. 2003.
- URYU, Y., IWASAKI, K. & HINQUE, M. Laboratory experiments on behaviour and movement of a freshwater mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker). **Journal of Molluscan Studies**, v.62, p.327-341. 1996.
- WALKER, I. The evolution of biological organization as a function of information. Manaus, Editora INPA. 320 p. 2005.
- WATANABE, M.F.; HARADA, K.L.; MATSUURA, S.; OISHI, S.; WATANABE, Y.; SUZUKI, M. Heptapeptide Toxins Contained in Natural Samples of Microcystis species. **Toxicity Assessment.**, v.4, p. 487-497. 1989.
- WHO – World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality - Addendum to volume 1. Who, Genebra, 2a. Edição, 36 p. 1998.
- WHO – World Health Organization. Guidelines for drinking-water quality. Volume 1: Recommendations. Who, Genebra, 3ª Edição. 2004.
- WHO – World Health Organization. 2008. Guidelines for drinking-water quality. Disponível em: www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/gdwq3_1.pdf. Acessado em jul. 2010.
- WOLF, R.L. Ultraviolet disinfection of potable water. **Environmental Science & Technology**, v.24, n.6, p.768-773. 1990.
- WRIGHT, D.A.; MAGEE, J.A.; SETZLER-HAMILYON, E.M.; CHALKER-SCOTT, L.; MORGAN, G.L. Use of high energy monochromatic UV light to kill dreissenid larvae. In: D'Itri, F. M.(Eds.) Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species. Proceedings, International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Species Conference. Boca Raton, CRC PRESS, p. 467-476, 638p. 1997.

- WRIGHT, H.B.; CAIRNS, W.L. Desinfección de água por medio de luz ultravioleta. In: Simposio Regional sobre Calidad Del Agua: Desinfección Efectiva, Lima.pp.1-28. 1998.
- WRIGHT, D.A.; MAGEE, J.A.; SETZLER-HAMILYON, E.M.; CHALKER-SCOTT, L.; MORGAN, G.L. Use of high energy monochromatic UV light to kill dreissenid larvae. In: D'ITRI, F. M.(Edi.), Zebra Mussel and Aquatic Nuisance Species, Proceedings, International Zebra Mussel and Other Aquatic Nuisance Species Conference. Boca Raton, CRC Press, p. 467-476. 1997.
- YUNES J.S., SALOMON P.S., MATTHIENSEN A., BEATTIE K.A., RAGGETT S.L.; CODD, G.A. Toxic blooms of cyanobacteria in Patos Lagoon Estuary, southern Brazil. **Journal of Aquatic Ecosystem Health.**, v. 5, p. 223-229. 1996.
- ZAGATTO, P. A. Ecotoxicologia. In: Zagatto, P. A.; Bertolotti, E. Ecotoxicologia: Aquática–Princípios e Aplicações 2ed., São Carlos, Rima. 2008.
- ZIOLLI, R.L.; JARDIM, W.F. Mecanismo de fotodegradação de compostos orgânicos catalisada por TiO₂. **Química Nova**, v. 21, n. 3, p.319-325. 1998.
- XIN, Z. Disinfection development: the rise of UV in China. IWA Publishing, p18-22. 2004.