

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**ASSOCIAÇÃO DO PENOXSULAM E COMPOSTOS
ALGICIDAS NO CONTROLE DE ALGAS E MACRÓFITAS
AQUÁTICAS E O EFEITO SOBRE OS ORGANISMOS NÃO
ALVOS E NA QUALIDADE DA ÁGUA**

Adilson Ferreira da Silva

Biólogo

2018

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**ASSOCIAÇÃO DO PENOX SULAM E COMPOSTOS
ALGICIDAS NO CONTROLE DE ALGAS E MACRÓFITAS
AQUÁTICAS E O EFEITO SOBRE OS ORGANISMOS NÃO
ALVOS E NA QUALIDADE DA ÁGUA**

Adilson Ferreira da Silva

Orientador: Prof. Dr. Dagoberto Martins

Co-Orientador: Prof. Dr. Robinson Antonio Pitelli

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – UNESP, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Produção Vegetal).

2018

S586a Silva, Adilson Ferreira
Associação do penoxsulam e compostos algicidas no controle de
algas e macrófitas aquáticas e o efeito sobre os organismos não alvos
e na qualidade da água / Adilson Ferreira da Silva. -- Jaboticabal,
2018
xiv, 110 p. : il. ; 29 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de
Ciências Agrárias e Veterinárias, 2018

Orientador: Dagoberto Martins

Banca examinadora: Everlon Cid Rigobelo, Claudinei da Cruz,
Gustavo Vitti Mõro, Maria Renata Rocha Pereira

Bibliografia

1. Macrófita submersa. 2. Algas filamentosas. 3. Ecotoxicologia.
4. Risco ambiental. 5. Qualidade da água. I. Título. II. Jaboticabal-
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.6.03:582.27


Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação –
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

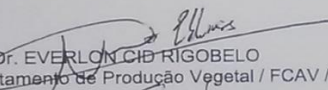
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

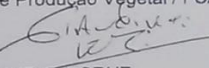
TÍTULO DA TESE: ASSOCIAÇÃO DO PENOXULAM E COMPOSTOS ALGICIDAS NO CONTROLE DE ALGAS E MACRÓFITAS AQUÁTICAS E O EFEITO SOBRE OS ORGANISMOS NÃO ALVOS E NA QUALIDADE DA ÁGUA

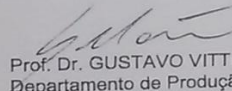
AUTOR: ADILSON FERREIRA DA SILVA
ORIENTADOR: DAGOBERTO MARTINS
COORIENTADOR: ROBINSON ANTONIO PITELLI

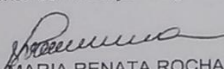
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA (PRODUÇÃO VEGETAL), pela Comissão Examinadora:


Prof. Dr. DAGOBERTO MARTINS
Departamento de Produção Vegetal / FCAV / UNESP - Jaboticabal


Prof. Dr. EVERLTON CID RIGOBELO
Departamento de Produção Vegetal / FCAV / UNESP - Jaboticabal


Prof. Dr. CLAUDINEI DA CRUZ
Centro Universitário da Fundação Educacional / UNIFEB / Barretos


Prof. Dr. GUSTAVO VITTI MÓRO
Departamento de Produção Vegetal / FCAV / UNESP - Jaboticabal


Profa. Dra. MARIA RENATA ROCHA PEREIRA
Faculdade de Tecnologia / FATEC / Capão Bonito

Jaboticabal, 11 de abril de 2018

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

ADILSON FERREIRA DA SILVA – Biólogo, nascido em José Gonçalves de Minas, interior do Estado de Minas Gerais, no dia 18 de setembro de 1985. É técnico ambiental (2005), biólogo com licenciatura e bacharel graduado pelo Centro Universitário de Araraquara (UNIARA) – SP em 2010. Em 2012, iniciou o curso de Mestrado em Agronomia com ênfase na área de Produção Vegetal junto a Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (UNESP/ FCAV), Câmpus de Jaboticabal. Participou em 2013 do projeto de pesquisa intitulado: *“Avaliação do potencial de utilização ecologicamente compatível da biomassa de macrófitas aquáticas geradas no processo de controle mecânico nos reservatórios da Light Energia S.A”*. No mesmo ano participou do projeto: *“Controle de plantas aquáticas submersas, flutuante e marginais em represa rural com a utilização de imazamox e eficácia biológica e efeitos de alguns indicadores bióticos de qualidade ambiental”*. Em 2014 iniciou o curso de Doutorado em Agronomia pelo mesmo programa de Produção Vegetal também na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (UNESP/ FCAV), Câmpus de Jaboticabal. Em 2014 participou do projeto de pesquisa *“Ensaio de eficácia biológica do imazamox e do hidróxido de cobre no controle de algas unicelulares (*Ankistrodesmus gracilis*) e filamentosa (*Pitophora sp.*) em condição de laboratório”*. Em 2016 *“Detecção de herbicidas em corpos hídricos da sub-bacia do Rio Samambaia no Distrito Federal e leste de Goiás e toxicidade dos herbicidas para organismos não alvos”* e *“Uso de herbicidas no controle de macrófitas aquáticas submersas e seus efeitos ecotoxicológicos para organismos não alvos”*. Em Fevereiro de 2018, submeteu-se à banca examinadora para a obtenção do título de Doutor em Agronomia.

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas Graças a Deus, não sou o que era antes”.

MARTHIN LUTHER KING

A minha mãe *Ana Ferreira de Jesus* pelo amor incondicional, incentivo e sabedoria;
Ao meu filho *Kevin Eduardo Ramos Ferreira* por me proporcionar muito alegrias e
me dar muito amor.

DEDICO

A minha esposa Ana Paula Ramos de Oliveira, pelo companheirismo;
palavras de carinho nas horas de saudade;
pelo amor e incentivo.

OFEREÇO

Aos meus irmãos Michele dos Santos Jesus e Cleiton dos Santos Jesus, pelo
carinho e incentivo

AGRADEÇO

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Dagoberto Martins, pela orientação e paciência;

Ao meu coorientador Prof. Dr. Robinson Antonio Pitelli, pela orientação, pela oportunidade em fazer parte da equipe NEPEAM; pelos ensinamentos; confiança em meu trabalho e estrutura concedida para a realização dos ensaios;

Aos membros da banca examinadora, pelas relevantes considerações ao meu trabalho;

À equipe NEPEAM – Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia: Wilson Cerveira Júnior, Patrícia Carraschi; João Enrique Cervoni; Ronaldo Ferreira; Igor Malaspina; Cynthia Ikefuti; Nathália Garlich e Alfredo Yamauchi, pela amizade, companheirismo e ajuda na realização dos meus ensaios. Em especial a amiga Sâmela Generoso da Silva, pela efetiva participação no meu estudo;

Ao Chefe (Claudinei da Cruz) pelos ensinamentos, inspiração, paciência, dedicação e relação de amizade e por me ajudar a tomar decisões importantes e relevantes ao meu trabalho e a vida;

A todos que contribuíram para esta conquista.

SUMÁRIO

| | Página |
|--|--------|
| RESUMO | xii |
| ABSTRACT | xiii |
| CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS | 1 |
| 1.1. Introdução e Justificativa..... | 1 |
| 1.2. Macrófitas aquáticas | 2 |
| 1.3. Algas filamentosas | 4 |
| 1.4. Controle químico de algas e macrófitas aquáticas..... | 6 |
| 1.4.1. Penoxsulam..... | 7 |
| 1.4.2. Complexos de cobre..... | 8 |
| 1.4.3. Cloro (Dicloro isocianurato de sódio di-hidratado)..... | 9 |
| 1.4.4. Peróxido de hidrogênio..... | 10 |
| 1.5. Ecotoxicologia e segurança ambiental..... | 12 |
| 1.6. Referências..... | 14 |
| CAPÍTULO 2 –PENOX SULAM ASSOCIADO A COMPOSTOS ALGICIDAS NO CONTROLE DE ALGAS E SEUS EFEITOS NOS ORGANISMOS NÃO ALVOS | 24 |
| Resumo..... | 24 |
| 2.1. Introdução | 25 |
| 2.2. Objetivo..... | 27 |
| 2.3. Material e Métodos | 27 |
| 2.3.1. Eficácia de controle e avaliação de clorofila a das algas filamentosas <i>Spirogyra</i> e <i>Pithophora</i> sp. | 27 |
| 2.3.2. Toxicidade para o peixe <i>Hyphessobrycon eques</i> e o caramujo <i>Pomacea canaliculata</i> | 28 |
| 2.3.3. Toxicidade para as macrófitas <i>Lemna minor</i> e <i>Azolla caroliniana</i> | 29 |
| 2.3.4. Classificação ecotoxicológica e avaliação do risco ambiental | 30 |
| 2.3.5. Análise dos dados | 30 |
| 2.4. Resultados e Discussão..... | 31 |
| 2.4.1. Eficácia de controle e avaliação de clorofila a das algas filamentosas..... | 31 |
| 2.4.2. Ecotoxicidade e risco de intoxicação ambiental de produtos químicos para organismos não alvos..... | 33 |
| 2.5. Conclusão | 36 |
| 2.6. Referências..... | 37 |

| | |
|--|----|
| CAPÍTULO 3 –EFICÁCIA DE COMPOSTOS QUÍMICOS APLICADOS ISOLADOS E EM MISTURA NO CONTROLE DO <i>Ceratophyllum demersum</i> E <i>Hydrilla verticillata</i> | 45 |
| Resumo..... | 45 |
| 3.1. Introdução..... | 46 |
| 3.2. Objetivo..... | 47 |
| 3.3. Material e Métodos..... | 47 |
| 3.3.1. Cultivo das plantas e montagem do teste em condição de bioensaio..... | 47 |
| 3.3.2. Avaliação das variáveis de qualidade da água e da eficácia dos produtos químicos no controle de macrófitas..... | 48 |
| 3.3.3. Análise dos dados..... | 49 |
| 3.4. Resultados e Discussão..... | 49 |
| 3.4.1. Variáveis de qualidade da água..... | 49 |
| 3.4.2. Eficácia de controle visual..... | 50 |
| 3.4.3. Eficácia na redução da biomassa fresca e seca..... | 52 |
| 3.5. Conclusões..... | 55 |
| 3.6. Referências..... | 55 |
| CAPÍTULO 4 –EFICÁCIA DE COMPOSTOS QUÍMICOS APLICADOS ISOLADOS E EM MISTURA NO CONTROLE DA <i>Egeria densa</i> E <i>Egeria najas</i> | 65 |
| Resumo..... | 65 |
| 4.1. Introdução..... | 66 |
| 4.2. Objetivo..... | 67 |
| 4.3. Material e Métodos..... | 68 |
| 4.3.1. Avaliação de eficácia e das variáveis de qualidade de água..... | 68 |
| 4.3.2. Análise dos dados..... | 69 |
| 4.4. Resultados e Discussão..... | 69 |
| 4.4.1. Avaliação da eficácia visual de controle..... | 69 |
| 4.4.2. Mensuração das variáveis físico químicas de qualidade da água..... | 70 |
| 4.4.3. Avaliação da redução do acúmulo de biomassa fresca e seca das plantas..... | 71 |
| 4.5. Conclusões..... | 73 |
| 4.6. Referências..... | 73 |
| CAPÍTULO 5 – CONTROLE QUÍMICO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS EM CONDIÇÃO DE MESOCOSMOS E SEUS EFEITOS EM ORGANISMOS NÃO ALVOS E NA QUALIDADE DA ÁGUA | 82 |
| Resumo..... | 82 |

| | |
|---|------------|
| 5.1. Introdução | 83 |
| 5.2. Objetivo | 85 |
| 5.3. Material e Métodos | 85 |
| 5.3.1. Montagem, aplicação dos produtos químicos e avaliação da eficácia de controle..... | 85 |
| 5.3.2. Avaliação das variáveis de qualidade da água..... | 86 |
| 5.3.3. Avaliação da interação entre os produtos químicos | 87 |
| 5.3.4. Avaliação da biomassa fresca, número e da germinação de tubérculos da <i>Hydrilla verticillata</i> | 87 |
| 5.3.5. Avaliação dos bioindicadores (peixe e caramujos sp.) | 87 |
| 5.3.6. Análise dos dados | 88 |
| 5.4. Resultados | 88 |
| 5.4.1. Eficácia visual de controle das macrófitas aquáticas submersas | 88 |
| 5.4.2. Avaliação das variáveis de qualidade da água..... | 91 |
| 5.4.3. Avaliação da biomassa seca das macrófitas | 94 |
| 5.4.4. Avaliação da biomassa fresca, número e germinação de tubérculos da <i>Hydrilla verticillata</i> | 95 |
| 5.4.5. Avaliação da mortalidade do peixe <i>Hyphessobrycon eques</i> e de caramujos spp. | 97 |
| 5.5. Discussão | 98 |
| 5.6. Conclusão | 103 |
| 5.7. Referências..... | 103 |
| 6. CAPÍTULO 6 - CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 109 |

CEUA – COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS

CERTIFICADO

Certificamos que o Projeto intitulado "**Mistura de herbicida e compostos algicidas no controle de macrófitas e algas e avaliação ecotoxicológica para organismos não alvos**", protocolo nº 1737/17, sob a responsabilidade do Prof. Dr. Dagoberto Martins, que envolve a produção, manutenção e/ou utilização de animais pertencentes ao Filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem), para fins de pesquisa científica (ou ensino) - encontra-se de acordo com os preceitos da lei nº 11.794, de 08 de outubro de 2008, no decreto 6.899, de 15 de junho de 2009, e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA), e foi aprovado "Ad-referendum" pela COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS (CEUA), da FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS, UNESP - CÂMPUS DE JABOTICABAL-SP.

| | |
|---------------------|--|
| Vigência do Projeto | 06/02/2017 a 06/04/2017 |
| Espécie / Linhagem | <i>Hyphessobrycon eques</i> (Mato Grosso) |
| Nº de animais | 200 |
| Peso / Idade | - |
| Sexo | ambos |
| Origem | Biotério do Laboratório NEPEAM da FCAV/UNESP |

Jaboticabal, 13 de fevereiro de 2017.


Prof.ª Dr.ª Lizandra Amoroso
Coordenadora – CEUA

ASSOCIAÇÃO DO PENOXSULAM E COMPOSTOS ALGICIDAS NO CONTROLE DE ALGAS E MACRÓFITAS AQUÁTICAS E O EFEITO SOBRE OS ORGANISMOS NÃO ALVOS E NA QUALIDADE DA ÁGUA

RESUMO – As colonizações mono específicas ou pouco diversificadas de macrófitas e algas nos ambientes aquáticos, promovem impactos negativos ambientais, sociais e econômicos, com necessidade do uso de estratégias de manejo e, o químico tem se mostrado muito eficiente. Dentre as moléculas existente no mercado o uso do herbicida penoxsulam e dos compostos algicidas hidróxido de cobre, cloro (dicloro isocianurato de sódio di-hidratado) e peróxido de hidrogênio no controle das algas filamentosa *Spirogyra* e *Pithophora* sp. e seus efeitos para os organismos não alvos (*Hyphessobrycon eques*, *Pomacea canaliculata*, *Lemna minor* e *Azolla caroliniana*). Assim como a eficácia de produtos mencionados isolados e em mistura (penoxsulam+0,2% de hidróxido de cobre; penoxsulam+0,1% de cloro e penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio), no controle das macrófitas *Ceratophyllum demersum*, *Egeria najas*, *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata* tem sido o objetivo desta pesquisa. O peróxido de hidrogênio foi o produto que promoveu a maior eficácia no controle das algas filamentosa (*Spirogyra* e *Pithophora* sp.) e médio risco ecotoxicológico para os organismos não alvos. O hidróxido de cobre, cloro e peróxido de hidrogênio foram mais eficazes no controle do *C. demersum*, *E. najas* e *E. najas*, enquanto o penoxsulam isolado e em mistura (penoxsulam+0,1% de cloro) foram os promoveram maior controle da *H. verticillata* em condição de bioensaio. Enquanto o uso da mistura penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio em condição de mesocosmos não foi eficaz no controle do *C. demersum*, *E. najas*, *E. densa* e *H. verticillata*, porém reduziu a germinação de tubérculos da *H. verticillata*.

Palavras-chave: Macrófita submersa, algas filamentosas, ecotoxicologia, risco ambiental, qualidade da água.

ASSOCIATION OF PENOXsulAM AND ALGAECIDE COMPOUNDS IN THE CONTROL OF ALGAE AND AQUATIC MACROPHYTES AND THE EFFECT ON NON TARGET ORGANISMS AND THE WATER QUALITY

ABSTRACT – The monospecific or poorly diversified colonies of macrophytes and algae in aquatic environments, promote negative environmental, social and economic impacts, with the need to use management strategies, and the chemical has been very efficient. Among the molecules on the market the use of the herbicide penoxsulam and the algicide compounds copper hydroxide, chlorine (sodium dichloro isocyanurate dihydrate) and hydrogen peroxide in the control of filamentous algae *Spirogyra* and *Pithophora* sp. and its effects on non-target organisms (*Hyphessobrycon eques*, *Pomacea canaliculata*, *Lemna minor* and *Azolla caroliniana*). As well as the efficacy of the mentioned products isolated and in mixture (penoxsulam + 0.2% of copper hydroxide, penoxsulam + 0.1% of chlorine and penoxsulam + 0,2% of hydrogen peroxide), in the control of macrophytes *Ceratophyllum demersum*, *Egeria najas*, *Egeria densa* and *Hydrilla verticillata* have been the objective of this research. Hydrogen peroxide was the product that promoted the highest effectiveness in the control of filamentous algae (*Spirogyra* and *Pithophora* sp.) and medium ecotoxicological risk for non-target organisms. Copper hydroxide, chlorine and hydrogen peroxide were more effective in the control of *C. demersum*, *E. najas* and *E. najas*, while penoxsulam alone and in the mixture (penoxsulam + 0.1% of chlorine) were the ones that promoted greater control of *H. verticillata* in bioassay condition. While the use of the penoxsulam + 0.2% of hydrogen peroxide mixture in the condition of mesocosmos was not effective in the control of *C. demersum*, *E. najas*, *E. densa* and *H. verticillata*, but it reduced the germination of *H. verticillata*.

Keywords: Submerged macrophyte, filamentous algae, ecotoxicology, environmental risk, water quality.

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1. Introduções e Justificativa

A tese está estruturada com um breve referencial bibliográfico sobre os problemas de macrófitas e algas no ambiente aquático, uso do controle químico, utilização de herbicida isolado e em mistura e a ecotoxicidade para organismos não-alvos (**Capítulo 1**). A primeira etapa direciona a leitura para o **Capítulo 2**, que apresenta um artigo científico sobre o uso de herbicida associado a compostos algicidas no controle de algas e seus efeitos nos organismos não alvos. **O Capítulo 3** descreve sobre a eficácia de compostos químicos isolados e em mistura no controle do *Ceratophyllum demersum*(L) e *Hydrilla verticillata* (L.f. Royle). **O Capítulo 4** relata o efeito de misturas de produtos químicos no controle das macrófitas aquáticas submersas e o **Capítulo 5** também descreve o controle químico de misturas de produtos fitossanitários para macrófitas submersas.

O excesso de nutrientes lançados nos ambientes aquáticos acarreta no aumento da biomassa de algas e macrófitas aquáticas que prejudicamos usos múltiplos da água. Este processo tem contribuindo sistematicamente para a simplificação dos corpos hídricos e diminuição na qualidade de água disponível nas principais bacias hidrográficas brasileiras. Com a necessidade da adoção de técnicas de manejo a fim de reduzir esse efeito negativo no ambiente tem-se como uma das estratégias o controle químico, que é baseado no uso de moléculas químicas com a finalidade de controlar as macrófitas e/ou algas a um nível de dano econômico, social e ambiental baixo.

Atualmente, o controle químico está regulamentado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com a necessidade de estudos sobre os efeitos nos organismos alvos (algas e macrófitas aquáticas), e não alvos com avaliação ecotoxicológica e risco ambiental e resíduo no ambiente após o processo de controle.

Um dos principais questionamentos sobre a utilização de herbicida em ambientes aquáticos é o efeito da decomposição da matéria morta vegetal no interior do corpo hídrico, sendo esta a principal desvantagem da utilização de herbicidas nestes ambientes. Porém, a aplicação de um herbicida sistêmico e um produto

algicida em mistura poderia facilitar o controle de macrófitas e minimizar os impactos ambientais do crescimento da biomassa de algas devido a ação dos algicidas nos períodos iniciais após a aplicação dos produtos químicos. Portanto, para a aplicação de produtos químicos nos ambientes aquáticos são necessários estudos ecotoxicológicos para avaliar o impacto da utilização e o potencial risco ambiental ocorrido durante e após o processo de intervenção.

1.2. Macrófitas aquáticas

Os resíduos lançados em rios, lagos e lagoas decorrentes das atividades urbanas e industriais por ações antrópicas acarretam no desenvolvimento excessivo de algumas populações de plantas em detrimento de outras, formando colonizações mono específicas ou pouco diversificadas. Nestas condições de fertilidade aquática são esperadas explosões populacionais de macrófitas e de comunidades límnicas, causando eutrofização e efeitos prejudiciais ao uso múltiplo da água (PITELLI et al., 2008; SILVA et al., 2012).

As macrófitas aquáticas que colonizam os corpos hídricos são de diferentes grupos ecológicos e a sucessão ocorre com o surgimento de espécies emergentes, submersas e flutuantes (THOMAS, 2002). As macrófitas submersas como o *C. demersum*, *Egeria najas* e *Egeria densa* (Planchon.) e *H. verticillata* são listadas como plantas problemáticas em corpos hídricos (MARTINS et al., 2007; MARTINS et al., 2008; HENARES et al., 2011), por ser de difícil controle, promove acelerada invasão de novas áreas, reduzem o fluxo de água e interferem na dinâmica dos gases oxigênio e carbônico (GETTYS et al., 2014).

C. demersum é uma planta monocotiledônea, herbácea pertencente à família Ceratophyllaceae, perene, desprovida de raiz, que possui folhas modificadas que tem função de rizomas e podem servir de âncoras e para absorção de nutrientes. Esta planta é monóica, com flores que se desenvolvem totalmente imersas na água, e o processo de polinização somente ocorre em locais de água parada e nativa da América tropical que é invasora em vários países e pode se desenvolver em águas com profundidade superior a 5,0 metros (GROSS; ERHARD; IVÁNYI, 2003; COSTA et al., 2005).

E. densa é uma angiosperma, dióica, submersas enraizadas, pertencente à família Hydrocharitaceae. Esta espécie tem se tornado muito popular na aquariofilia e amplamente utilizada como objeto de estudo em condição de laboratório, ao mesmo tempo tem se tornado um grande problema em regiões tropicais e subtropicais do mundo após seu estabelecimento em áreas que anteriormente não tinha sido observado a sua presença, como exemplo: Chile; USA; Mexico; Africa; Austrália; Nova Zelândia; Japão e Europa (COOK & URMI-KONIG, 1984). Esta espécie é encontrada na maior parte das vezes de 1 a 2 metros de profundidade (GETTYS et al., 2014).

E. najas também é uma angiosperma, dióica e enraizada. Esta espécie é confinada a América do sul, no estado de Minas Gerais no Brasil, no sul e norte do Uruguai e do norte ao centro do Paraguai; sua dispersão é por fragmentos vegetativos podendo formar densa cobertura vegetal nos corpos hídricos, embora ela se pareça com a *E. densa* e *E. najas* não se estabeleceu na Europa (COOK & URMI-KONIG, 1984; MORI et al., 1999; KAHARA & VERMAAT, 2003; PELICICE & AGOSTINHO, 2006; MARTINS et al., 2008).

H. verticillata é uma macrófita aquática nativa da Ásia e Austrália que foi introduzida em vários países do mundo pelo hobby de aquarismo. Trata-se de uma Hydrocharitaceae submersa com elevado poder de crescimento, de multiplicação por fragmentos de caules e de sobrevivência pelos tubérculos, esta é a única planta desta família que possui tubérculos (SHEARER & JACKSON, 2006; NAWROCKI et al., 2016).

É considerada com a principal planta daninha aquática submersa do mundo, sendo considerada importante planta exótica invasora nos EUA, México, Austrália e Nova Zelândia. No Brasil esta planta foi relatada pela primeira vez em Porto Primavera no estado do Paraná no ano de 2005, e tem sido muito confundida com a *E. densa* e *E. najas* (LANGELAND, 1996; SOUZA, 2011).

O problema das colonizações monoespecíficas de macrófitas aquáticas tem crescido, principalmente, em reservatórios de hidrelétricas e em áreas de captação de água e abastecimento público (MÁS & BARELLA, 2008; POMPÊO, 2008). O reflexo destas infestações é o acúmulo de lixo (POMPÊO, 2008), aumento de perda de água por evapotranspiração (VICTOR et al., 1991; ROSA, 2009), prejuízos na

qualidade de produção de peixes e captura do pescado (ADEKOYA, 2002; EZERI, 2002; GETTYS et al., 2014), redução na durabilidade de represas rurais e capacidade de armazenamento (AMARAL, 2013).

Prejuízos ao transporte fluvial (VELINI, 2005); redução da capacidade de canais de irrigação e drenagem (POMPÊO, 2008); proliferação de insetos vetores de doenças (GETTYS et al., 2014), diminuição da geração de energia e trabalho das usinas hidrelétricas devido a parada para manutenção (TANAKA, 1998; CARVALHO et al., 2005), alteração nos padrões da qualidade água como oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura, pH, formação de gases tóxicos e metilação do mercúrio (PEDRALLI, 2003; GUIMARÃES, 2004; MIRANDA, 2007; GETTYS et al., 2014).

Assim com a elevada infestação de macrófitas aquáticas em corpos hídricos torna-se necessário a adoção de estratégias de manejo. Dentre as práticas podem ser citados o manejo físico, mecânico, biológico e químico.

1.3. Algas filamentosas

As algas pertencem ao reino protista são unicelulares com algumas formas pluricelulares, autótrofos ou heterótrofos, eucariontes, apresentam pigmentos como clorofila, carotenos e xantofilas e possuem organelas denominadas plastos que permitem realizar fotossíntese (VIDOTTI & ROLLEMBERG, 2004).

Grande parte vive em água doce e formam um importante componente algal que cresce junto a planta, rochas e detritos como a *Spirogyra* sp. e a *Pithophora* sp. pertencente a ordem Zygnematales e a Cladophorales, respectivamente.

Os filamentos de *Spirogyra* (Link 1820) são normalmente livre-flutuantes, com filamentos unisseriados, simples e constituídos por células cilíndricas. A reprodução sexuada é anisogâmica e pode ser tanto escalariforme quanto lateral. Nenhum resíduo de protoplasma permanece no interior das células gametangiais além do zigósporo. Já foram descritas ao redor de 300 espécies de *Spirogyra*, o gênero tem distribuição cosmopolita no globo (BICUDO & MENEZES, 2006). A *Spirogyra* sp. pode tolerar águas frias e elevadas irradiações do sol na primavera, mas não pode manter fotossíntese positiva sob altas temperaturas e baixa luminosidade (BERRY & LEMBI, 2000).

Esta alga ocorre frequentemente em sistemas estáticos, como diques, lagoas, autores descrevem que a temperatura na superfície da água pode variar de 15 a 32 °C e estudos de campo revelam que a abundância sazonal deste gênero prefere temperaturas mais frias que geralmente é observada na primavera. Baixas condições de luminosidade podem ocorrer em casos onde ocorre o sombreamento por outras espécies de algas filamentosas devido a força do vento; e devido esse fato a quantidade da alga *Spirogyra* spp. pode ser reduzido (BERRY & LEMBI, 2000).

Pithophora (Wittrock 1877) são algas filamentosas macroscópicas com filamentos unisseriados e livremente ramificados, sua ramificação em geral é lateral, embora também possa ocasionalmente ser oposta. Os ramos originam-se imediatamente abaixo dos septos transversais, com ramos rizoidais uni ou multicelulares podem se desenvolver a partir das extremidades ou da base de certos filamentos. Existem vários núcleos em cada célula, uma característica destas algas são os acinetos, única forma de reprodução do gênero, que possuem forma de barril, paredes espessas e ocorrem tanto terminais quanto intercalares (DURBOROW et al., 2008).

O gênero inclui ao redor de 20 espécies conhecidas, principalmente das regiões tropicais e subtropicais do mundo, podem ser coletadas em regiões litorâneas de ambiente lênticos ou semi-lênticos, formando densas massas flutuantes (BICUDO & MENEZES, 2006). Na maioria dos casos as *Pithophora* spp. são nocivas, de difícil controle e formam uma massa vegetal que parece como lã molhada, possuem bolhas de gás entre a massa vegetal formando esteiras na superfície da água (DURBOROW et al., 2008).

Com aumento do aporte de macro e micronutriente nos corpos hídricos o crescimento excessivo da biomassa algal tem sido linear, e esse crescimento de algas promove desequilíbrio ecológico como alteração na dinâmica dos gases oxigênio e gás carbônico (MIRANDA, 2007; POMPÊO, 2008) e mortalidade de peixes (POMPÊO, 2008), degradação da qualidade da água e elevação dos custos para manutenção da potabilidade da água para abastecimento público (GETTYS et al., 2014), dentre outros.

Assim, com a elevada infestação de algas filamentosas, que na maioria dos casos ocorreu com altas colonizações de macrófitas aquáticas em corpos hídricos torna-se necessário a adoção de estratégias de manejo. Dentre as práticas podem ser citados o manejo físico, mecânico, biológico e químico.

1.4. Controle químico de algas e macrófitas aquáticas

Para minimizar os efeitos do crescimento acima do limite de dano econômico, ambiental e social pelas macrófitas submersas e algas filamentosas nos ambientes aquáticos alguns procedimentos devem ser empregados, como o controle químico. Que consiste na utilização de moléculas químicas, com a finalidade de matar ou reduzir seu crescimento populacional. Esta técnica de manejo tem sido empregada em vários países como USA, México, Canadá, Austrália, Japão, Nova Zelândia, devido ao excente relação cust/benefício e rapidez na operação e elevada eficácia de controle (MARCONDES et al., 2003; HENARES et al., 2011; GETTYS et al., 2014).

O uso de produtos químicos em corpos hídricos pode ser realizado em áreas públicas e privadas e, dentre as moléculas mais utilizadas podem ser citados o 2,4-D, com uso nos USA para controle de plantas emergentes, flutuantes e submersas; diquat, imazamox, triclopyr, carfentrazone e flumioxazin (emergente, flutuante e submersa); glyphosate e imazapyr (emergente); peróxidos (flutuantes) e complexos de cobre, endothal, fluridone, topramezone, bispyribac-sodium e penoxsulam para as plantas flutuante e submersa. (PITELLI et al., 2008b; MOURA et al., 2009; HERANES et al., 2011; GETTYS et al., 2014).

No Brasil em Maio de 2015 foi aprovada a Resolução CONAMA N°467 que dispõe sobre o controle da utilização de produtos ou processos para recuperação de ambientes hídricos. Considerando o emprego de produtos ou de agentes de processos físicos, químicos ou biológicos em corpos hídricos superficiais para fins de recuperação do ecossistema ameaçado pela poluição ou pelo crescimento desordenado ou indesejável de organismos da flora ou fauna. A resolução permite o controle populacional de espécies que estejam causando impacto negativo ao meio ambiente, à saúde pública ou aos usos múltiplos da água e recuperação ou remediação de corpos hídricos superficiais (CONAMA, 2015).

Pesquisas têm demonstrado a eficácia/eficiência do manejo químico com diversos herbicidas: diquat, imazamox, glyphosate, 2,4-D, sulfentrazone, imazapic, metsulfuron-metil, sulfosate, carfentrazone, penoxsulam e diquat(MARTINS, et al., 1999; MARTINS et al., 2002; NEVES et al., 2002; CARVALHO et al., 2005; MARTINS et al., 2005; WERSAL & MADSEN, 2010; HENARES et al., 2011; PITELLI et al., 2011; CAMPOS et al., 2012; CRUZ et al., 2015; GETTYS et al., 2014).

O uso de mistura de produtos químicos com a finalidade de aumentar o espectro de controle de plantas daninhas é uma técnica com muito potencial como descrito por Pennington et al. (2001), com o herbicida diquat e o endotal combinado com o cobre; por Wendt-rasch et al. (2003), com o metsulfuron metil isolado e combinado com o inseticida cypermetrina; por Glomski & netherland (2008) com o penoxsulam e bispiribac-sodium para o *Miryophyllum aquaticum*; por Knauer et al. (2010), com o herbicida atrazina+diuron+isoproturon e por Garlich et al. (2016) e Malaspina et al. (2017), com o herbicida diquat+oxicloreto de cobre e diquat+hidróxido de cobre.

1.4.1. Penoxsulam

O herbicida penoxsulam ($C_{16}H_{14}F_5N_5O_5S$) pertence ao grupo das triazolopirimidinas sulfonamidas, que possui amplo espectro de ação contra plantas daninhas (gramíneas e de folhas largas) e apresenta elevada seletividade a cultura do arroz, com registro para aplicação em pós emergência (JOHNSON et al., 2009). Este herbicida atua na inibição da enzima acetolactato sintase (ALS) é a primeira enzima na via metabólica de biossíntese dos aminoácidos alifáticos de cadeia ramificada leucina, valina e isoleucinae, que conseqüentemente paralisa o crescimento e divisão das células da planta que promove a morte da mesma (RIZZARDI et al., 2002).

No Brasil o ingrediente ativo penoxsulam (3-(2,2-difluoroethoxy)-N-(5,8-dimethoxy[1,2,4]triazolo[1,5-c]pyrimidin-2-yl)- α,α,α -trifluorotoluene-2-sulfonamide), com solubilidade em água a 19°C com 5,7 mg L⁻¹(pH 5), 410 mg L⁻¹ (pH 7,0) e 1460 mg L⁻¹ (pH 9,0). Este produto foi registrado no Brasil (MAPA) sob número 08205 para o controle de plantas daninhas mono e eudicotiledôneas em pré e pós

emergência. E utilizado na cultura de arroz na dose de 100 a 250 mL ha⁻¹ (24 e 60 g i.a. ha⁻¹) (RODRIGUES & ALMEIDA, 2011).

O penoxsulam foi registrado na EPA nos Estados Unidos no estado da Florida para uso aquático em 2009, no controle de plantas submersas e flutuantes (BILLINGTON et al., 2010). Este produto é adsorvido pelo solo e, devido a isso possui baixo potencial de lixiviação ($K_{oc} = 104 \text{ mL g}^{-1}$), sua degradação é principalmente microbiana, fotodegradado e relativamente não volátil (RODRIGUES & ALMEIDA, 2011).

A meia vida de 50% da dose inicial do penoxsulam em água, em condição de plantio de arroz irrigado foi de 3,8 -5,9 dias e, quando avaliado em solo, a taxa foi de 1,4 dias, que foram menores ao comparado em condição de laboratório com o mesmo herbicida e condições (1,9 – 12,8 dias) (TSOCHATZIS et al. 2013). Porém, em lisímetro e, em condição de campo foram observados de 20,2 – 27,7 dias de meia vida (meia vida 50%) (KOGAN et al., 2012).

De acordo com Reimche et al. (2015) a meia vida do herbicida penoxsulam foi de 6,37 em 2010 e 11,08 dias em experimentos em mesocosmos simulando campos de arroz. A meia vida do mesmo herbicida em água é de 12 a 38 dias, e o tempo necessário para o herbicida permanecer em contato com a planta é de 60 dias de acordo com Gettys et al. (2014). Longos períodos de contato de herbicidas podem dificultar o manejo, quando aplicado em corpos hídricos com grande vazão e fluxo contínuo, o que não favorece a absorção do herbicida pelas plantas, e assim reduzir o tempo de contato com a molécula (MARTINS et al., 2007)

1.4.2. Complexos de cobre

O metal cobre é um dos metais mais abundantes nos ecossistemas aquáticos, sendo um elemento essencial para o crescimento das plantas como cofator de enzimas ou constituintes de algumas proteínas. Porém, quando encontrados em maiores quantidades podem ser prejudiciais, e provocar deficiência de ferro e peroxidação de lipídeos, e em casos mais extremos a destruição de membranas (YRUELA, 2005).

O cobre interfere com a biosíntese modificando a maquinaria fotossintética e composição de proteínas de membranas fotossintéticas, assim como a peroxidação

de lipídeos e mudanças em ácidos das membranas dos tilacóides. E como consequência dessas modificações ocorre alterações da instabilidade da membrana do fotossistema dois (PSII). A presença do cobre em excesso pode causar estresse oxidativo em plantas e assim elevar a produção de formas de radicais de oxigênio livres tóxicos a planta (BOYD; MASSAUT, 1999; YRUELA, 2005).

O cobre é amplamente utilizado como fungicida em sistemas agrícolas para controle de doenças em culturas. Em alguns países compostos de cobre são utilizados para controle de algas e plantas que crescem em canais de irrigação, lagoas, lagos e reservatórios de água (GETTYS et al., 2014).

Entre as fontes de cobre existentes, o sulfato de cobre é o produto mais utilizado para controle de algas no ambiente aquático, porém, sua eficácia pode ser afetada pela dureza e alcalinidade da água e as algas filamentosas são resistentes a este composto químico (DURBOROW et al., 2008; GETTYS et al., 2014).

Vários trabalhos na literatura indicam que a associação de um herbicida com uma fonte de cobre leva um melhor controle de plantas aquáticas quando comparado ao uso isolado do herbicida, além de possuir a vantagem de inibir o crescimento das algas decorrentes dos nutrientes disponíveis gerado pela decomposição das macrófitas aquáticas (MASSER, 2001; MARTINS et al., 2007; MARTINS et al., 2008; HENARES et al., 2011; GETTYS et al., 2014).

1.4.3. Cloro (Dicloro isocianurato de sódio di-hidratado)

A ação desinfetante e oxidante do cloro é controlada pelo ácido hipocloroso (HOCl), um ácido fraco que interage com a matéria orgânica na água, oxidando e consumindo a matéria orgânica.

Geralmente as águas de abastecimento possuem pH de 5 a 10, quando as formas presentes são ácido hipocloroso (HOCl) e o íon hipoclorito (OCl). Em geral o cloro e seus compostos que são fortes agentes oxidantes, tem sua reatividade reduzida com o aumento do pH, porém aumenta sua reatividade com a elevação da temperatura (MEYER, 1994).

Os compostos clorados geralmente comumente utilizados são: cloro molecular (Cl₂), hipoclorito de cálcio (CaClO), hipoclorito de sódio (NaClO),

dicloroisocianurato de sódio (dicloro), tricloroisocianurato de sódio (tricloro) e dióxido de cloro (ClO_2) (MANSUR et al., 2012).

O dicloro e tricloro conseguem manter sua eficiência com faixa de pH mais elevada do que o hipoclorito de sódio (NaClO) (FERNANDES, 2009). O dicloro etricloro funcionam como armazenadores de ácido hipocloroso (HOCl), liberando-o lentamente, pois cada molécula de dicloro libera duas moléculas de HOCl e o tricloro três. Essas formulações de cloro são conhecidas como orgânicas e utilizadas em tratamento de piscina, por manter o nível de cloro reduzido e constante, até o tratamento seguinte (24h depois).

Outro benefício do dicloro é que possui pH de 6,0 a 8,0, enquanto o tricloro (2,7 a 2,9) e o hipoclorito de sódio (11 a 12), o dicloro é menos corrosivo. O hipoclorito de sódio (NaClO) apresenta desvantagem pois libera o HOCl totalmente, elevando sua concentração inicial e rapidamente decai para zero, pois o HOCl é volátil (MANSUR et al., 2012). O dicloro e tricloro e seus subprodutos (isocianurato) são pouco tóxico para humanos (HAMMOND et al., 1986; CLASEN & EDMONDSON, 2006).

1.4.4. Peróxido de hidrogênio

O peróxido de hidrogênio é um dos oxidantes mais versáteis que existe superior ao cloro, dióxido de cloro e permanganato de potássio, pois esta molécula pode ser convertida em radical hidroxila ($^*\text{OH}$) com reatividade inferior apenas ao flúor (MATTOS et al., 2003). O peróxido de hidrogênio atua como forte oxidante, com ação nos componentes celulares essenciais, incluindo lipídeos e proteínas da membrana celular, polissacarídeos e DNA microbianos (FINNEGAN et al., 2010).

O peróxido de hidrogênio tem se mostrado promissor na redução de concentrações de cianobactéria, com aumento do sucesso quando utilizado em mistura com outras moléculas químicas (NEYENS & BAEYENS, 2003). O peróxido inibe a atividade fotossintética por impareamento da transferência de elétrons, esse efeito é comparado com os causados pela fotoinibição com elevados níveis radiação ativa e ou radiação ultravioleta, da qual leva a inativação do fotossistema II, e eventualmente a morte celular (SAMUILOV et al., 2004).

As cianobactérias (procariontes) são mais sensíveis ao peróxido do que as algas eucarióticas (DRÁBKOVÁ et al., 2007). A quantidade de radiação ultravioleta presente durante a aplicação do peróxido é um fator importante, pois a radiação ultravioleta serve para catalizar a produção de hidroxila ($\cdot\text{OH}$) e hidroperoxido ($\cdot\text{OOH}$) do peróxido, que são responsáveis pelo efeito tóxico na cianobactéria (BOUCHARD et al., 2006). Isso mostra que as doses necessárias podem ser reduzidas de acordo com presença da radiação ultravioleta (BARRINGTON et al., 2011).

A efetividade do peróxido está relacionada ao tipo, número e estado fisiológico do organismo alvo de controle, à concentração usada, à temperatura do tratamento, ao pH e à composição do produto, além da atividade natural da catalase (DRÁBKOVÁ et al., 2007). Em temperaturas mais elevadas a ação bactericida do peróxido aumenta e sua taxa de decomposição é acelerada; a cada aumento de 10°C na temperatura do meio, ocorre aumento de aproximadamente duas vezes na atividade do peróxido de hidrogênio (ROUNDY, 1958).

A influência do pH na ação do peróxido é um fator que deve ser considerado, pois a tendência do peróxido em se decompor é maior com o aumento do pH. Em pH 3 (50°C), a molécula é mais estável e dotada de grande ação esporicida (SANTOS, 2003). Os Microrganismos anaeróbios são mais sensíveis ao peróxido por não produzir catalase, além de ser ativo contra bactérias e esporos bacterianos, fungos e vírus (BEERLI, 2002).

De modo geral, as plantas estão, adaptadas a conviverem com certos níveis de espécies reativas de oxigênio (EROs), porém seu acúmulo nos tecidos pode levar à toxicidade e resultar na morte celular (LINLEY et al., 2012).

As EROs são formas reduzidas do oxigênio molecular extremamente reativas, que incluem o ânion superóxido ($\text{O}_2\cdot^-$), peróxido de hidrogênio (H_2O_2), radical hidroxílico ($\cdot\text{OH}$) e oxigênio singleto (O_2), e estão presentes na célula vegetal como subprodutos normais do seu metabolismo aeróbico e de processos fotooxidativos (FERREIRA & MATSUBARA, 1997), sendo produzidas em diferentes compartimentos celulares, tais como coroplastos, mitocôndrias, membrana plasmática, peroxissomos, entre outros (MELO FILHO et al., 1983).

As plantas evoluíram um complexo sistema antioxidante para conter os efeitos deletérios das EROs (EL-SHABRAWI et al., 2010). Apesar do papel deletério que tem sido atribuído a grande parte das EROs, alguns autores defendem o papel de sinalizador molecular das condições ambientais, em particular ao peróxido de hidrogênio (H₂O₂) (MITTLER, 2002; XIONG et al., 2002; MILLER et al., 2008).

Contudo, para o uso adequado dos produtos químicos penoxsulam, cobre, dicloroisocianato de sódio di-hidratado e peróxido de hidrogênio no ambiente aquático, são necessários estudos ecotoxicológicos para organismos não alvos, com o objetivo de assegurar a segurança da sua utilização.

1.5. Ecotoxicologia e segurança ambiental

A avaliação ecotoxicológica é importante para o controle, regulamentação e classificação das substâncias tóxicas quanto ao potencial do risco ambiental. A identificação do perigo e a avaliação do efeito dose/resposta são etapas iniciais no processo de avaliação da toxicidade ou risco ambiental (USEPA, 2002).

Os estudos de toxicidade aguda são uma ferramenta fácil de ser empregada e geram resultados sobre os possíveis efeitos ecotoxicológicos de produtos químicos em organismos não alvos no ambiente aquático. Para avaliação da toxicidade são utilizados organismos bioindicadores pertencentes aos diversos níveis da cadeia alimentar, os organismos teste são selecionados através de alguns critérios como sensibilidade, facilidade de manejo, representatividade de um grupo taxonômico ecológico, ampla disponibilidade para execução de teste, existência de informações sobre a biologia da espécie, ser cosmopolita, possuir tamanho suficiente para amostragem de tecidos e preferencialmente ser uma espécie nativa (RAND; PETROCELLI, 1985; ARAUCO; CRUZ & MACHADO, 2005; BURGER et al., 2013; FLORÊNCIO et al., 2014).

De acordo com Ikefuti (2012), são recomendados ensaios com três representantes de diferentes níveis da cadeia trófica, a fim de avaliar os resultados mais precisos e detectar um efeito tóxico específico, e obter uma resposta tóxica com organismos de diferentes sensibilidades.

Dentre esses representantes, os peixes são muito utilizados devido a exposição direta aos produtos químicos por isso são bioindicadores potenciais de

toxicidade (HELFRICH et al., 1996) e, as espécies estabelecidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2014) é o *Danio rerio* e o *Pimephales promelas*, porém essas espécies são exóticas, com a necessidade de padronização de espécies endêmicas. Assim, estudos realizados em condição de bioensaio com o peixe *H. eques* por Cruz et al. (2008), que é um peixe neotropical que apresenta potencial para ser utilizado como bioindicação (FLORÊNCIO et al., 2014).

Ensaio ecotoxicológicos com o *H. eques*, *Phallocerus caudimaculatus*, *D. rerio*, *Piaractus mesopotamicus*, *Ctenopharyngodon idella*, *Leporinus macrocephalus*, *Oreochromis niloticus*, *Poecilia reticulata* (EL DENN & ROGERS, 1992; OLIVEIRA-FILHO; LOPES & PAUMGARTEEN, 1997; BOOK & MACHADO-NETO, 2005; SHIOGIRI et al., 2010; HENARES et al., 2011; FLORÊNCIO et al., 2014; SILVA et al., 2014; CARRASCHI et al., 2015; CRUZ et al., 2015; SILVA et al., 2016).

O caramujo *Pomacea canaliculata* é outro organismo que embora não está esteja inserido como bioindicador em normas brasileiras e internacionais, apresenta características importantes para ser considerado como um, devido ao fato ser um consumidor primário com contato direto com o sedimento que está exposto aos produtos químicos principalmente aos que adsorvem no sedimento, que se revolvido pode ficar biodisponível novamente (DUFT et al., 2003; VENTURINI; CRUZ; PITELLI, 2008). Alguns ensaios ecotoxicológicos com caramujos *Pomacea sp.*, *P. canaliculata*, *Biomphalaria glabra*, *Biomphalaria tenagophila* e *Pomacea lineatata* tem sido descrito pelos autores: Melo et al. (2000); Oliveira-filho; Paumgarten, (2000); Piyatiratitivorakul; Ruangareerat; Vajarasathira, (2006) Silva et al. (2016) e Garlich et al. (2016).

A macrófita aquática *Lemna minor* é uma espécie representante dos produtores primários estabelecidos como bioindicador pela norma da Organization for Economic Co-operation and Development (OECD, 2002); de acordo com Souza et al. (2011) esta planta é uma angiosperma que se reproduz vegetativamente a partir das bordas das folhas mais velhas formando novas frondes (folhas). Alguns estudos ecotoxicológicos com a *L. minor* tem sido relatado por Gorzerino et al. (2009); Coutries et al. (2011); Kielak et al. (2011); Proença et al. (2012); Carraschi et al. (2015); Cruz et al. (2015); Silva et al. (2017) e Garlich et al. (2016).

Outro representante dos produtores primários é a pteridófito aquática *Azolla caroliniana* que é uma planta flutuante não está estabelecida como bioindicador em normas de ensaios ecotoxicológicos, porém, pode ser utilizado devido as características necessárias para ser um bioindicador como ter ampla distribuição geografia, reduzido custo de manutenção, ser sensível, disponibilidade durante o ano e curto ciclo de vida (CRUZ et al., 2009). Esta planta foi utilizada na remoção do mercúrio e cromo em efluentes e na remoção da atrazina em ambientes aquáticos por Bennicelli et al. (2004) e Guimarães et al. (2006), e em ensaios ecotoxicológicos por Coutries et al. (2011); Silva et al. (2012); Cruz et al. (2015) e Silva et al. (2017).

1.6. Referências

ADEKOYA, B. B. Chemical control of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) at Ere, Ogun State, Nigeria: Implications for aquatic and terrestrial biodiversity conservation. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER HYACINTH, 2002, New Bussa. **Proceedings...**New Bussa: National Institute for Freshwater Fisheries Research, 2002. p. 86-98.

AMARAL, A.M.A. **Espécies para plataformas de evapotranspiração, capacidade de evapotranspiração e adaptação climática**. 2013. 58 f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura Paisagista) – Universidade do Algarve, Faculdade de Ciência e Tecnologia, 2013.

ARAUCO, L.R.; CRUZ C.; MACHADO, J.G. Efeito da presença de sedimento na toxicidade aguda do sulfato de cobre e do triclorfon para três espécies de *Daphnia*. **Pesticidas: Rev. Ecotoxicol. Meio Ambiente**.v. 15, p. 55-64, 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 15088: *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda -Método de ensaio com peixes*. ABNT, Brazil, 2015; 19p

BARRINGTON, D.J., GHADOUANI, A., IVEY, G.N. Environmental factors and the application of hydrogen peroxide for the removal of toxic cyanobacteria from waste stabilization ponds. **J. Environ. Eng.** v.137, 947-952, 2011.

BENNICELLI, R.; STĘPNIEWSKA, Z.; BANACH, A.; SZAJNOCHA, K.; OSTROWSKI, J. The ability of *Azolla caroliniana* to remove heavy metals (Hg (II), Cr (III), Cr (VI)) from municipal waste water. **Chemosphere**, v.55, n.1, p.141-146, 2004.

BERRY, H.A.; LEMBI, C.A. Effectos of temperature and irradiance on the seasonal variation of a *Spirogyra* (Chlorophyta) population in a Midwestern lake (U.S.A). **J. Phicolog**, v.36, p.841-851, 2000.

BILLINGTON, R.; GEHEN, S.C.; HANLEY-JR, T.R. **Toxicology of triazolopyrimidine herbicides: Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology**. Capítulo 87, p.1866-1885, 2010.

BOYD, C. E.; MASSAUT, L. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v. 20, p. 113-132, 1999.

BOOCK, M. V.; MACHADO-NETO, J. G. Estudos sobre a toxicidade aguda do oxicloreto de cobre para o peixe *Poecilia reticulata*. **Boletim Instituto Pesca**, n. 31, v. 1, p. 29-35, 2005.

BOUCHARD, J. N.; ROY, S.; CAMPBELL, D. A. UVB effects on the photosystem II-D1 protein of phytoplankton and natural phytoplankton communities. **Photochem. Photobiol.** v.82, 936, 2006.

BURGER, J.; GOCHFELD, M.; POWERS, C.W.; CLARKE, J.H.; BROWN, K.; KOSSON, D.; NILES, L.; DEY, A.; JEITNER, C.; PITTFIELD, T. Determining Environmental Impacts for Sensitive Species: Using Iconic Species as Bioindicators for Management and Policy. **Journal of Environmental Protection**, v. 4, p. 87-95, 2013.

CAMPOS, C.F.; FERREIRA DE SOUZA, G.S.; MARTINS, D.; ROCHA PEREIRA, M.R.; BAGATTA, B.; VILLAS, M. Influência da chuva após aplicação de imazamox sobre o controle de plantas daninhas aquáticas. **Bioscience Journal**, p.413-419, 2012.

CARRASCHI, S. P.; FLORÊNCIO, T.; GARLICH, N.; SILVA, A. F.; MARQUES, A. M.; CRUZ, C.; PAIVA, M. J. T. R. Ecotoxicology of drugs used in fish disease treatment. **Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology**. v. 7, n. 3, p. 31-36, 2015.

CARVALHO, F.T.D.; VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E.; ROSSI, C.V.S. Eficácia do carfentrazone-ethyl no controle de plantas aquáticas latifoliadas em caixas-d'água. **Planta Daninha**, v.23, n.2, p.305-310, 2005.

CLASEN, T.; EDMONDSON, P.. Sodium dichloroisocyanurate (NaDCC) tablets as an alternative to sodium hypochlorite for the routine treatment of drinking water at the household level International. **Journal of Hygiene and Environmental Health**, 209, 173-181, 2006.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA, **Utilização de produtos ou processos para recuperação de ambientes hídricos**. Processo: 02000.000110/2011-68, p.1-5, 2015.

COOK, C.D.K.; LUOND, R. A revision of the genus *Hydrilla* (Hydrocaritaceae). **Aquatic Botanic**, v.13, p.485-504, 1982.

COSTA, N.V.; MARTINS, D.; MARTINS, C.C.; MARCHI, S.R.; DOMINGOS, V.D. Superação de dormência de sementes de *Ceratophyllum demersum*. *Planta Daninha*, n.23, n.2, p.187-191, 2005.

COUTRIS, C.; MERLINA, G.; SILVESTRE, J.; PINELLI, E.; ELGER, A. Can we predict community-wide effects of herbicides from toxicity tests on macrophyte species?. **Aquatic Toxicology**, v. 101, n. 1, p. 49-56, 2011.

CRUZ, C.; CUBO, P.; GOMES, G.; VENTURINI, F. P.; GUILHERME, P. E.; PITELLI, R. A. Sensibilidade de peixes neotropicais ao dicromato de potássio. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol**, v.3, n. 1, p. 53-55, 2008.

CRUZ, C.; SILVA, A.F.; LUNA, L.V.; YAMAUCHI, A.K.F.; GARLICH, N.; PITELLI, R.A. Glyphosate Effectiveness in the Control of Macrophytes Under a Greenhouse Condition. **Planta Daninha**, v.33, n.2, p.241-247, 2015.

DRABKOVA, M., ADMIRAAL, W., MARSALEK, B. Combined exposure to hydrogen peroxide and light – Selective effects on cyanobacteria, green algae, and diatoms. **Environ. Sci. Technol.**, v.45, n.3, p.363-369, 2007.

DUFT, M.; SCHULTE-OEHLMANN, U.; TILLMANN, M.; MARKERT, B.; OEHLMANN, J. Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* in a new sediment biotest. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 1, p. 145–152, 2003.

DURBOROW, R. M.; TUCKER, C. S.; GOMELSKY, B. I.; ONDERS, R. J.; MIMS, S. D. **Aquatic weed control in ponds**. Kentucky State University Land Grant Program, 2008.

EL-DEEN, M. A. S.; ROGERS, W. A. Acute toxicity and some hematological changes in grass carp exposed to diquat. **Journal of aquatic animal health**. v. 4, n. 4, p. 277-280, 1992.

EZERI, G.N.O. Effect of Herbicidal Control of Water Hyacinth on Fish Health at the Ere Channel, Ogun State, Nigeria. **Journal of Applied Sciences & Environmental Management**, Port Harcourt, v. 6, p. 49-52, 2002. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.4314/jasem.v6i1.17195>>.

FERREIRA, A.L.A.; MATSUBARA, L.S. Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo. **Rev. Ass. Med. Brasil.**, v.43, n.1, 61-68, 1997.

FERNANDES, L.V.G. **Estudo da formação de subprodutos halogenados em águas e fluvias tratadas com dicloroisocianurato e hipoclorito de sódio para controle do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*)**. 2009. Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação Química, Universidade Federal do Rio, Brasil, 77p.

FINNEGAN, M.; LINLEY, E.; DENYER, S.P. Mode of action of hydrogen peroxide and other oxidizing agents: differences between liquid and gas forms. **J. Antimicrob Chemother**, v.65, p.2108-2015, 2010.

FLORÊNCIO, T.; CARRASCHI, S. P.; CRUZ, C.; SILVA, A. F.; MARQUES, A. M., PITELLI, R. A. Bioindicadores neotropicais de ecotoxicidade e risco ambiental de fármacos de interesse para aquicultura. **Bol. Inst. Pesca**, v. 40, n. 4, p. 569-576, 2014.

GARLICH, N.; CRUZ, C.; SILVA, A.F.; MALASPINA, I.C.; FERREIRA, R. G.; TEDESQUE, M.G.; PITELLI, R. A.; BIANCO, S. Effectiveness of diquat, copper hydroxide, copper oxychloride and their association in control of submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum*. *Planta daninha*, v.34, n.1, p.117-123, 2016.

GETTYS, L.A.; HALLER, W.T.; BELLAUD, M. **Biology and control of aquatic plant**: A best management practices handbook. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Marietta GA, 2014, 210 pp.

GLOMSKI, L. M.; NETHERLAND, M. D. Efficacy of fluridone, penoxsulam and bispyribac-sodium on variable-leaf milfoil. *J. Aquat. Plant Manage.*, v.46, p.193-196, 2008.

GUIMARÃES, G.L. **Impactos do controle de macrófitas aquáticas com o herbicida 2,4 D em mesocosmos**. 2004. 153 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

GUIMARÃES, F. P. **Potencial de macrófitas para remoção de arsênio e atrazina em solução aquosa**. 2006. 87f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, 2006.

HAMMOND, B.G.; BARBEE, S.J.; INOUE, T.; ISHIDA, N.; LEVINSKAS, G.J.; STEVENS, M.W.; WHEELER, A.G.; CASCIERI, T. A review of toxicology studies on cyanurate and its chlorinated derivatives. **Environmental Health Perspectives**. **V.69**, p.287–292, 1986.

HELFRICH, L.A.; WEIGMANN, D.L.; HIPKINS, P.; STINSON, E.R. Pesticides and aquatic animals: a guide to reducing impacts on aquatic systems. **Virginia Cooperative Extension. Virginia State University**. Virginia, 1996, 24p.

HENARES, M.N.P.; REZENDE, F.R.L.; GOMES, G.R.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. Eficácia do diquat no controle de *Hydrilla verticillata*, *Egeria densa* e *Egeria najas* e toxicidade para o Guaru (*Phallocerus caudimaculatus*), em condições de laboratório. **Planta Daninha**, v.29, n.2, p.279-285, 2011.

IKEFUTI, C. V. **Hematologia e ecotoxicidade do teflubenzuron no controle de Trichodina sp. em peixes**. 2012. 88f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura da UNESP – Campus de Jaboticabal, 2012.

JABUSCH, T.W., TJEERDEMA, R.S. Microbial degradation of penoxsulam in flooded rice field soils. **J. Agric. Food Chem.** 54, 5962–5967, 2006.

JOHNSON, T.C.; MARTIN, T.P.; MANN, R.K.; POBANZ, M.A. Penoxsulam-structure-activity relationship of triazolopyrimidine sulfonamides. **Biorganic & Medicinal Chemistry**, v.17, p.4230-4240, 2009.

KAHARA, S. M.; VERMAAT, J. E. The effect of alkalinity on photosynthesis-light curves and inorganic carbon extraction capacity of freshwater macrophytes. **Aquatic Botanic**, v. 75, p. 217-227, 2003. Disponível em <[http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770\(02\)00179-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(02)00179-1)>.

KIELAK, E.; SEMPRUCH, C.; MIODUSZEWSKA, H.; KLOCEK, J.; LESZCZYŃSKI, B. Phytotoxicity of Roundup Ultra 360 SL in aquatic ecosystems: Biochemical evaluation with duckweed (*Lemna minor* L.) as a model plant. **Pesticide biochemistry and physiology**, v. 99, n. 3, p. 237-243, 2011.

KNAUERT, S.; SINGER, H.; HOLLENDER, J.; KNAUER, K. Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. **Environmental Pollution**, v.158, p.167-174, 2010.

KOGAN, M., ARAYA, M., ALISTER, C. Water and sediment dynamics of penoxsulam and molinate in paddy fields: field and lysimeter studies. **Pest Manage. Sci.** v.68, p.399–403, 2012.

LANGELAND, K.A. *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle (Hydrocharitaceae), “The Perfect Aquatic Weed.” **Castanea**. v.61, p.293–304, 1996.

LINLEY, E.; DENYER, S.P.; MCDONNELL, G.; SIMONS, C.; MAILLARD, J.Y. Use of hydrogen peroxide as a biocide: new consideration of its mechanisms of biocidal action. **J. Antimicrob. Chemother**, v.67, p.1589-1596, 2012.

MALASPINA, I. C.; CRUZ, C.; GARLICH, N.; BIANCO, S.; PITELLI, R. A. Effectiveness of diquat, both isolated and associated with copper sources in controlling the *Hydrilla verticillata* submerged macrophytes and *Ankistrodesmus gracilis* microphyte. **Planta Daninha**, v.35, p.1-8, 2017

MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; PEREIRA, D.; PAZ, I.C.P.; ZURITA, M.L.L.; RODRIGUES, M.T.R.; NEHRKE, M.V.; BERGONCI, P.E.A. **Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes editora. 2012. 412p

MASSER, M. P.; MURPHY, T. R.; SHELTON, J. L. Aquatic weed management: herbicides. **Southern Regional Aquaculture Center**, 2001.

MARTINS, D.; VELINI, E.D.; CAVENAGHI, A.L., MENDONÇA, C.G.D. Controle químico de plantas daninhas aquáticas em condições controladas-caixas d'água. **Planta Daninha**, v.17, n.2, p.289-296, 1999.

MARTINS, D.; VELINI, E.D.; NEGRISOLI, E.; TOFOLI, G.R. Controle químico de *Pistia stratiotes*, *Eichornia crassipes*, e *Salvinia molesta* em caixas D'água. **Planta Daninha**, v.20, p.83-97, 2002.

MARTINS, D.; VELINI, E. D.; NEGRISOLI, E. Controle de *Egeria densa* e *Egeria najas* em caixa d'água utilizando o herbicida diquat. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 381-385, 2005.

MARTINS, D.; TRIGUEIRO, L.R.C.; DOMINGOS, V.D.; TERRA, M.A.; COSTA, N.V. Sensitivity of different accesses of *Egeria najas* and *Egeria densa* to the herbicides diquat and fluridone. **Planta Daninha**, v.25, n.2, p.351-358, 2007.

MARTINS, D.; COSTA, N.V.; DOMINGOS, V.D.; RODRIGUES, A.C.P.; CARVALHO, F.T.D. Efeito do período de exposição a concentrações de diquat no controle de plantas de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta daninha**, v.26, n.4, p.865-874, 2008.

MATTOS, I.L.; SHIRAISHI, K.A.; BRAZ, A.D.; FERNANDES, J.R. Peróxido de hidrogênio: importância e determinação. **Química Nova**, v.26, n.3, p.373-380, 2003.

MELLO FILHO, A.C.; HOFFMAN, M.E.; MENEHINI, R. Cell killing and DNA damage by hydrogen peroxide are mediated by intracellular iron. **Biochem J**, v.218, p.273-275, 1983.

MELO, L.E.L.; COLER, R.A.; WATANABE, T.; BATALLA, J.F. Developing the gastropod *Pomacea lineata* (Spix, 1827) as a toxicity test organism. **Hydrobiologia**, v.429, n.1-3, p.73-78, 2000.

MEYER, S.T. O uso do cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, v.10, n.1, p.99-110, 1994.

MIRANDA, M.R.; COELHO-SOUZA, S.A.; GUIMARÃES, J.R.D.; CORREIRA, R.R. S.; OLIVEIRA, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.11, p.240-251, 2007.

MORI, E.S.; GOUVEA, C.F.; LEITE, S.M.M.; MARINO, C.L.; MARTINS, D.; VELINI, E. Caracterização genética de populações de *Egeria najas* presentes no reservatório de Jupia e rios afluentes. **Planta Daninha**, v.17, n.2, p.217-225, 1999.

MOURA, M.A.M.; FRANCO, D.A.S.; MATALLO, M.B. Manejo integrado de macrófitas aquáticas. **Biológico**, v.71, n.1, p.77-82, 2009.

MUDGE, C. R. Impact of aquatic herbicide combinations on nontarget submersed plants. **J. Aquat. Plant Manage**, n.51, p.39-44, 2013.

NAWROCKI, J.J.; RICHARDSON, R.J.; HOYLE, S.T. Monoecious hydrilla tuber dynamic following various management regimes on four North Carolina reservoirs. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.54, p.12-19, 2016.

NEVES, T.; FOLONI, L.L.; PITELLI, R.A. Controle químico do aguapé (*Eichhornia crassipes*). **Planta Daninha**, v.20, p.89-97, 2002.

NEYENS, E.; BAEYENS, J. A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique. **J. Hazard. Mater.** v.98, n.1-3, p.33-50, 2003.

OECD. ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. 2002 Guidelines for the Testing of Chemicals, *Lemna* sp. Growth inhibition test Paris. 22p.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; LOPES, R. M.; PAUMGARTEEN, F. J. R. Avaliação da toxicidade aguda do oxiclreto de cobre para o peixe *Brachidanyo rerio*. **Revista Brasileira Toxicologia**, v. 10, n. 2, p. 82, 1997.

OLIVEIRA-FILHO, E. C.; PAUMGARTTEN, F. J. Toxicity of Euphorbia milii latex and niclosamide to snails and nontarget aquatic species. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.46, n. 3, p. 342-350, 2000.

Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). *Lemna* sp. growth inhibition test. Paris, 2002; 22p.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**: alternativas para o uso múltiplo da água. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2003. 171-188 pp.

PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. Feeding ecology of fishers associated with *Egeria* spp. patches in tropical reservoir, Brazil. **Ecology of Freshwater Fish**, v.15, p.10-19, 2006.

PENNINGTON, T. G.; SKOGERBOE, J. G.; GETSINGER, K. D. Herbicide/copper combinations for improved control of *Hydrilla verticillata*. **J. Aquatic. Plant Manage.**, v.39, p.56-58, 2001.

PITELLI, R. A.; MARTINS, D.; VELINI, E. D. Interferência e controle de macrófitas aquáticas. In: VARGAS, L.; ROMAN, E. R. **Manual de manejo de controle de plantas daninhas**. Passo Fundo, Embrapa, 2008. p. 299-328.

PITELLI, R. L. C. M.; TOFFANELI, C. M.; VIEIA, E. A.; PITELLI, R. A.; VELINI, E. D. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. **Planta Daninha**, v. 26, n. 3, p. 473-480, 2008.

PITELLI, R.A.; BISIGATTO, A.T.; KAWAGUCHI, I.; PITELLI, R.L.C.M. Doses e horários de aplicação do diquat no controle de *Eichhornia crassipes*. **Planta**

Daninha, v.29, n.2, p.269-277, 2011. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582011000200004>>.

POMPEO, M. Monitoramento e manejo de plantas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, 2008.

PROENÇA, M. A.; OLIVEIRA, L. L. D. D.; ROCHA, O. Efeito tóxico do cobre sobre o crescimento da macrófita aquática *Lemna minor*. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 12, 2012.

RAND, G.M.; PETROCELLI, S.R. Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and Applications. **Washington, Hemisphere Publishing**, 666p, 1985.

REIMCHE, G.B.; MACHADO, S.L.O.; OLIVEIRA, M.A.; ZANELLA, R.; DRESSLER, V.L.; FLORES, E.M.M.; GONÇALVES, F.F.; DONATO, F.F.; NUNES, M.A.G. Imazetaphyr and imazapic, bispyribac-sodium and penoxsulam: Zooplankton and dissipation in subtropical rice paddy water. **Science of the Total Environment**, v.514, p.68-76, 2015.

RIZZARDI, M.A.; VIDAL, R.A.; FLECK, N.G.; AGOSTINETTO, D. Resistência de plantas aos herbicidas inibidores da acetolactato sintase. **Planta Daninha**, v.20, n.1, p.149-158, 2002.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. Guia de herbicidas. 5.ed. Londrina: **Grafmarke**, 2005. 591p

ROSA, C.S.; ANTUNES, R.D.; PITELLI, R.A.; PITELLI, R.L.C.M. Avaliação comparativa das perdas de água por evapotranspiração em mesocosmos colonizados por diferentes macrófitas aquáticas. **Planta Daninha**, v.27, n.3, p.441-445, 2009.

SAMUILOV, V. D., TIMOFEEV, K. N., SINITSYN, S. V.; BEZRYADNOV, D. V. H₂O₂-induced inhibition of photosynthetic O₂ evolution by *Anabaena variabilis* cells. **Biochemistry (Moscow)**, v.69, n.8, p.926–933, 2004.

SILVA, A. F.; CRUZ, C.; NETO, A.; PITELLI, R. A. Ecotoxicidade de herbicidas para a macrófita aquática (*Azolla caroliniana*). **Planta Daninha**, v. 30, n. 3, p. 541-546, 2012.

SILVA, D.S.; MARQUES, E.E.; LÓLIS, S.F. Macrófitas aquáticas: “vilãs ou mocinhas”? **Revista Interface (Porto Nacional)**, n. 4, 2012.

SILVA, A.F.; CRUZ, C.; REZENDE, F.R.L.; YAMAUCHI, A.K.F.; PITELLI, R.A. Copper sulfate acute ecotoxicity and environmental risk for tropical fish. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v.36, n. 4, p. 377-381, 2014.

SILVA, A.F.; CRUZ, C.; GARLICH, N.; CERVEIRA JUNIOR, W.R.; PITELLI, R.A. Sensitivity of aquatic organisms to ethanol and its potential use as bioindicators. **Acta Scientiarum Biological Science**. v.38, n.4, p.377-385, 2016

SOUZA, G.S.F.; CAMPOS, C.F.; PEREIRA, M.R.R.; MARTINS, D. Influência da chuva na eficiência de diquat no controle de *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. **Planta Daninha**, v.29, n.4, p.923-928, 2011.

SHEARER, J.F.; JACKSON M.A. Liquid culturing of microsclerotia of *Mycoleptodiscus terrestris*, a potential biological control agent for the management of hydrilla. **Biol. Control**. v.38, p.298–306, 2006.

SHIOGIRI, N.S.; CARRASCHI, S.P.; CUBO, P.; SCHIAVETTI, B. L.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. Ecotoxicity of glyphosate and aterbane® br surfactant on guaru (*Phalloceros caudimaculatus*). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**,v. 32, n. 3, p. 285-289, 2010.

TANAKA, R.H. Prejuízos provocados pelas plantas aquáticas. In: WORKSHOP CONTROLE DE PLANTAS AQUÁTICAS, 1998, Brasília. **Resumos...** Brasília, DF: IBAMA, 1998. p. 36-38.

THOMAZ, S. M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 21-33, 2002.

TSOCHATZIS, E.D.; TZIMOU-TSITOURIDOU, R.; MENKISSOGLY-SPIROUDI, U.; KARPOUZAS, D.G.; KATSANTONIS, D. Laboratory and field dissipation of penoxsulam, tricyclazole and profoxydim in rice paddy systems. **Chemosphere**, v.91, p.1049-1057, 2013.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **The acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms**. 5ª ed. October, 2002. 275p.

WERSAL, R.M.; MADSEN, J.D. Combination of penoxulam and diquat as foliar applications for control of waterhyacinth and common salvinia: Evidence of herbicide antagonism. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.48, n.1, p.21-25, 2010.

VELINI, E.D. **Desenvolvimento de técnicas e equipamentos para o monitoramento e controle de plantas aquáticas**. 2005. 238 f. Tese (Livre Docência) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2005.

VENTURINI, F. P.; CRUZ, C.; PITELLI, R. A. Toxicidade aguda do sulfato de cobre e do extrato aquoso de folhas secas de nim para o caramujo (*Pomacea canaliculata*). **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 30, n. 2, p. 179-183, 2008.

VICTOR T.J., MARIMUTHUS, T.; SIVARAMAKRISHNAN, K. G. Aquatic macrophytes and the associated mosquitoes in and around Madurai City (Tamil Nadu). **Indian Journal of Malariology**, Nova Delhi, v. 28, p. 151-5, 1991.

VIDOTTI, E.C.; ROLLEMBERG, M.D.E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. *Química Nova*, v.27, n.1, p.139-145, 2004.

YRUELA, I. Copper in plants. Brazilian **Journal Plant Physiology**, v.17, n.145-156, 2005.

WENDT-RASCH, L.; PIIRZADEH, P.; WOIN, P. Effects of metsulfuron methyl and cypermethrin exposure on freshwater model ecosystems. **Aquatic Toxicology**, v.63, p.243-256, 2003.

CAPÍTULO 2 – PENOXSULAM EM MISTURA COM COMPOSTOS ALGICIDAS NO CONTROLE DE ALGAS E SEUS EFEITOS NOS ORGANISMOS NÃO ALVOS

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar a eficácia do penoxsulam; hidróxido de cobre; peróxido de hidrogênio e cloro, redução do acúmulo de biomassa fresca das algas filamentosas *Spirogyra* sp. e *Pithophora* sp., avaliação da toxicidade aguda e risco de intoxicação ambiental para organismos não alvos (peixe: *Hyphessobrycon eques*; caramujo: *Pomacea canaliculata*; e as plantas *Lemna minor* e *Azolla caroliniana*). Para tanto, foi utilizado às seguintes doses: 0,1; 1,0; 10,0; 50,0 e 100,0 mg L⁻¹ (penoxsulam), 0,25; 0,50; 0,75; 1,0; 1,5 e 2,0 mg L⁻¹ (hidróxido de cobre), 2,0; 5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0 e 30,0 mg L⁻¹ (peróxido de hidrogênio) e 1,0; 2,5; 5,0; 7,5; 15,0 e 30,0 mg L⁻¹ (cloro orgânico). Para avaliação da eficácia de controle, foi quantificado o acúmulo de biomassa fresca das algas em 7 DAA (Dias após aplicação). Nos testes de toxicidade aguda foi estimada a concentração letal 50% (CL50%) e efetiva 50% (CE50) dos bioindicadores. O produto que promoveu maior redução na biomassa fresca das algas foi o peróxido de hidrogênio com 100% de controle em 25 e 30 mg L⁻¹. Na avaliação ecotoxicológica o penoxsulam foi o que promoveu os menores efeitos (com CL50 e CE50 > que 100 mg L⁻¹) para todos bioindicadores. O peróxido de hidrogênio e hidróxido de cobre foi classificado como de médio risco de intoxicação ambiental para o peixe *H. eques* e a planta *A. caroliniana*, porém apresentaram alto risco para os demais bioindicadores (*P. canaliculata* e *L. minor*). Assim, o produto químico com melhor desempenho foi o peróxido de hidrogênio, devido à elevada eficácia de controle e reduzido efeito ecotoxicológico e risco de intoxicação ambiental para os bioindicadores.

Palavras-chave: Manejo químico; toxicidade; organismos não alvos; herbicida

2.1. Introdução

Com a eutrofização do ambientes aquáticos a comunidade fitoplanctônicas (algas e cianobactérias) aumenta de forma excessiva sua biomassa e modificam os padrões de qualidade da água, como: diminuição excessiva do oxigênio dissolvido da água, redução da radiação solar para organismos abaixo da coluna d'água dificulta os usos múltiplos da água e aumento do custo de tratamento da água, principalmente próximos aos centros urbanos que podem produzir toxinas conhecidas como cianotoxinas, que é hoje uma das grandes preocupações de saúde pública (LEMBI, 2000; DRUMMOND et al., 2005; STANCHEVA et al., 2013; BISHOP & RODGERS, 2011).

Também há colonizações pouco diversificadas de algas filamentosas no cultivo de arroz irrigado que impedem e/ou dificultam a emergência, o crescimento inicial e, competem por nutrientes e luz (PEREIRA et al., 2000). E como exemplos de algas filamentosas amplamente difundidas nas regiões tropicais podem ser citadas a *Spirogyra* sp. e a *Pithophora* sp. (Zgnematophyceae e Pithophoraceae, respectivamente) (SATPATI & PAL, 2016).

Diante disso, são necessárias medidas de controle para minimizar os impactos negativos ocasionados por algas filamentosas e alguns produtos químicos possuem potencial para essa utilização como o cloro, que é comumente usado no tratamento de água, por ser de fácil aplicação e eficaz, pois quando introduzido na água as formas ativas como os íons de ácido hipocloroso (HClO) e de hipoclorito (OCl⁻) oxidam a matéria orgânica (FAN et al., 2013; SCARLETT et al., 2016). As fontes de cobre também são descritas como algicidas devido a sua elevada eficácia, praticidade e economia, que causam alteração mitocondrial, desorganização e alteração na composição de proteínas e lipídeos de algas (LEMBI, 2000; EINICKER-LAMAS et al., 2002; FAN et al., 2013).

Pesquisas com moléculas químicas alternativas com potencial efeito algicida tem sido realizada, como o peróxido de hidrogênio um agente oxidante no qual a sua degradação é convertida em água e oxigênio sem outro elemento residual, esta molécula é conhecida como, com atuação na inibição da transferência de elétrons fotossintético (DRÁBKOVÁ et al., 2007; FAN et al., 2013).

Quanto à herbiicidas, tem-se o penoxsulam que é um inibidor da enzima acetolactato sintase (ALS) ou acetohidróxidoácido sintase (AHAS), pertencente ao grupo químico das triazolopirimidinas, classe da sulfonamida (JOHNSON et al., 2009), que também apresenta potencial de uso no controle de algas e cianobacteria como descrito por Netherland et al. (2009), que se baseia no fato de que estes organismos possuem o mesmo sistema enzimático das plantas superiores.

No entanto, é crescente a preocupação sobre a toxicidade de produtos químicos para os organismos não alvos e acumulação de metais pesados nos compartimentos ambientais (SIEMERING et al., 2008; SHIOGIRI et al., 2012). O Brasil ainda não possui um programa padronizado de monitoramento ambiental de produtos químicos em ambientes aquáticos, sendo a utilização de espécies neotropicais de fundamental importância para o entendimento da dinâmica ambiental destas moléculas. Na literatura brasileira há poucos relatos da utilização de peixes, microrganismos, micro e macroinvertebrados, algas e macrófitas aquáticas com experimentos de toxicidade e análises complementares de produtos químicos em corpos hídricos.

Como exemplo, tem-se trabalhos com o uso do peixe *Piaractus mesopotamicus* exposto ao glyphosate (SHIOGIRI et al., 2012); o guarú (*Phallocerus caudimaculatus*), zebrafish (*Danio rerio*), tetra serpae (*Hyphessobrycon eques*) e pacu (*P. mesopotamicus*) ao sulfato de cobre (SILVA et al., 2014), e o peixe tetra serpae (*H. eques*) exposto ao hidróxido e oxicloreto de cobre (GARLICH et al., 2016).

Também há uso do caramujo (*Pomacea canaliculata*) exposto ao sulfato de cobre (Venturini et al., 2008), e ao hidróxido e oxicloreto de cobre (GARLICH et al., 2016). Da samambaia d'água (*Azolla caroliniana*) e da lentilha d'água (*Lemna minor*) exposta ao imazapyr, hidróxido e oxicloreto de cobre (CRUZ et al., 2015; GARLICH et al., 2016).

Estudos de eficácia de compostos químicos no controle de algas em ambiente aquático são escassos, além de a sua grande maioria ser com fontes de cobre. O maior conhecimento sobre a eficácia de controle de algas com uso de novas moléculas ou compostos já conhecidos é uma alternativa viável para aumentar as opções de produtos que podem ser utilizados, e/ou para elevar o espectro de ação

de produtos químicos conhecidos; assim como a sua periculosidade para os organismos não alvos e o risco ambiental destes compostos em corpos hídricos.

2.2. Objetivo

O presente capítulo teve como objetivo foi avaliar o penoxsulam, hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e cloro orgânico o com maior redução da biomassa das algas filamentosa (*Spirogyra* e *Pithophora* sp.), menor efeito ecotoxicológico e risco de intoxicação ambiental dos organismos não alvos (*Hyphessobrycon eques*, *Pomacea canaliculata*, *Lemna minor* e *Azolla caroliniana*) em condição de bioensaio.

2.3. Material e métodos

Foi utilizado o herbicida penoxsulam com 24,0% de ingrediente ativo (formulação Ricer[®]), o hidróxido de cobre com 53,74% de i.a (Supera[®]), peróxido de hidrogênio (50% i.a) e o cloro orgânico (dicloro isocianurato de sódio di-hidratado) com 55% i.a (Qclor[®]).

2.3.1. Eficácia de controle e avaliação de clorofila a das algas filamentosa *Spirogyra* e *Pithophora* sp.

As algas *Spirogyra* sp. e *Pithophora* sp. foram cultivada sobre as macrófitas *Egeria densa*, *Egeria najas* (Planch.) e *Hydrilla verticillata* (L.f. Royle) em mesocosmos de 250 litros com adição de 50 gramas de NPK (4:14:8), uma vez a cada dois meses. Após o cultivo, foi iniciada a montagem dos experimentos; os mesmos foram realizados em sala de bioensaio com temperatura entre 23 e 27 °C e fotoperíodo de 12 horas (1000 lux), em erlenmeyer de 500 mL. Em seguida foi adicionado 350 mL de água de abastecimento local.

Foi retirado o excesso de água da misturadas algas *Spirogyra* sp. e *Pithophora* sp. com auxílio papel absorvente e, adicionado 1,0 grama das algas mais 50 ml de meio de cultivo Hoagland's nas unidades experimentais que permaneceram em aclimatação durante 24 horas, após esse processo foi adicionado 100 ml de água com os produtos químicos a ser testado, de acordo com metodologia adaptada de Sipaúba-Tavares et al. (2009).

As doses do penoxsulam utilizadas foram: 0,1; 1,0; 10,0; 50,0 e 100,0 mg L⁻¹, do hidróxido de cobre: 0,25; 0,50; 0,75; 1,0; 1,5 e 2,0 mg L⁻¹, do peróxido de hidrogênio: 2,0; 5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0 e 30,0 mg L⁻¹ e do cloro foram: 1,0; 2,5; 5,0; 7,5; 15,0 e 30,0 mg L⁻¹ e o controle, no total de 500 mL, com sistema de aeração promovido por soprador de ar do tipo compressor.

As algas foram expostas aos compostos químicos durante 7 DAA (dias após aplicação) com delineamento em blocos casualizado (DBC) com 5 repetições e, ao final do período experimental foi mensurado a clorofila a (Chloa), e a biomassa da alga final, após a retirada do excesso de água com auxílio de um papel absorvente, seguido pela pesagem em balança semi analítica.

A determinação da clorofila a foi realizada com uso de três repetições por concentração, um sistema de kitassato, bomba de vácuo e membrana de ester com celulose de 45µm, após a filtragem a membrana foi colocado em tubo falcon coberto com papel alumínio; 10 mL de acetona (90%) foi adicionado ao tubo falcon e mantido no freezer a -4,0 °C por 24 horas, para extração dos pigmentos.

As amostras foram centrifugadas por 20 minutos e com o sobrenadante foi realizado a leitura em espectrofotômetro (Odyssey Hach Company DR/2500), com o auxílio de uma cubeta de 2,5 cm de caminho óptico, com capacidade de 10 mL. Foi utilizada acetona 90% como padrão branco, e o comprimento de onda utilizado para clorofila a (Chloa) foi 664 nm, e para feofitina a (Pheoa) 665 nm (CETESB, 2014). Após a leitura da Chloa, foi adicionado 0,1 mL de ácido clorídrico 0,1M foi utilizado para mensurar a Pheoa (CETESB, 2014).

Os valores de biomassa fresca das algas filamentosas, Chloa e Pheoa obtidos após o período experimental foram transformados em porcentagem de acordo com fórmula de Abbott, (1925), os resultados de porcentagem de redução da biomassa fresca das algas (*Spirogyra* e *Pythophora* sp.), foram submetidos à análise de variância ANOVA e as médias comparadas por Tukey a 5%.

2.3.2. Toxicidade para o peixe *Hyphessobrycon eques* e o caramujo *Pomacea canaliculata*

Para os estudos de toxicidade foram utilizados peixes entre 0,50 e 0,80 gramas (ABNT, 2015) e caramujos entre 1,0 e 1,2 gramas (VENTURINI et al., 2008).

Os bioindicadores foram aclimatados durante sete dias em sala de bioensaio sob condições controladas (ABNT, 2015).

A sensibilidade dos organismos *H. eques* e *P. canaliculata* foi avaliada com a substância referência cloreto de potássio (KCl), com valores de concentração letal/efetiva 50% (CL50/CE50;48h) de 0,84 e 1,78 g L⁻¹, respectivamente, limite inferior (LI) de 0,73 e 1,52 g L⁻¹, respectivamente e limite superior (LS) de 0,97 e 2,09 g L⁻¹, respectivamente.

Os testes de toxicidade aguda (CL50 e CE50) foram realizados para os peixes com as seguintes concentrações: 0,10; 1,07; 3,40; 11,60; 36,40 e 118,00 mg L⁻¹ do penoxsulam (penoxsulam), do peróxido de hidrogênio (H₂O₂): 0,005; 0,10; 0,50; 1,0 e 3,0 mg L⁻¹ de hidróxido de cobre (Cu(OH)₂) e 0,001; 0,01; 0,5; 1,07 e 3,40 mg L⁻¹ de cloro orgânico (Cl). Para os caramujos foram: 0,10; 1,07; 3,40; 11,60; 36,40 e 118,00 mg L⁻¹ de penoxsulam, H₂O₂ e Cl, e 0,01; 0,03; 0,13; 0,49 e 1,84 mg L⁻¹ do Cu(OH)₂. Todos em triplicata com controle em DBC.

Os testes foram realizados em sistema estático por 48 horas. Foi avaliada a mortalidade do peixe e imobilidade do caramujo em 24 e 48 horas.

2.3.3. Toxicidade para as macrófitas *Lemna minor* e *Azolla caroliniana*

As plantas foram aclimatadas em sala de bioensaio, com temperatura entre 23 a 27°C e iluminação constante de 1000 lux, em cristalizadores com capacidade de um litro, contendo 500 mL de meio de cultivo Hoagland's e 500 mL de água destilada durante 3 dias. Em seguida, para a montagem dos experimentos foram utilizadas quatro plantas de aspecto sadio com 3 frondes, cada planta de *L. minor* e cinco plantas de *A. caroliniana*, que foram higienizadas com solução de 2% (*L. minor*) e 3% (*A. caroliniana*) de hipoclorito de sódio e água destilada. Ambas foram colocadas em recipiente de vidro com 50 mL de meio de cultivo por 24 horas. Após esse período foi adicionado mais 50 mL de Hoagland's e os químicos a ser testado.

Para os ensaios de sensibilidade foi utilizado como substância referência o cloreto de sódio (NaCl P.A.), com CL50;7d para a *L. minor* de 0,73 g L⁻¹; LI de 0,52 e LS de 1,04 g L⁻¹ e para a *A. caroliniana* foi de 4,17 g L⁻¹; LI de 3,59 e LS de 4,85 g L⁻¹.

Após os testes preliminares foram realizados os definitivos com 0,10; 1,07; 3,40; 11,60; 36,40 e 118,00 mg L⁻¹ de penoxsulam, H₂O₂ e Cl, e 0,01; 0,02; 0,05; 0,10 e 0,25 mg L⁻¹ de Cu(OH)₂ para a *L. minor*. E 0,10; 1,07; 3,40; 11,60; 36,40 e 118,00 mg L⁻¹ do penoxsulam, Cu(OH)₂, H₂O₂ e Cl para a *A. caroliniana*.

A mortalidade das plantas foi avaliada em 3, 5 e 7 dias após aplicação (DAA). A *L. minor* foi mensurada de acordo com a alteração na taxa de crescimento, necrose e clorose nos frondes (OECD, 2002), e a *A. caroliniana* de acordo com a escala de notas e porcentagem de controle descrita por Silva et al. (2012), que varia 0 e 100%.

Os valores de mortalidade dos bioindicadores *H. eques*, *P. canaliculata*, *L. minor* e *A. caroliniana* foram submetidos à regressão linear, e a toxicidade dos químicos expressa como CL50 e CE50 que foi calculada pelo software Trimmed Spearman Karber (HAMILTON et al., 1977).

2.3.4. Classificação ecotoxicológica e avaliação do risco ambiental

Para a classificação ecotoxicológica foi utilizada a escala do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA): $0 \leq CL50/CE50 < 1$, altamente tóxico; $1 \leq CL50/CE50 < 10$, muito tóxico; $10 \leq CL50/CE50 < 100$, medianamente tóxico e $CL50/CE50 \geq 100$, pouco tóxico (IBAMA, 2015).

O quociente de risco ambiental (QR) foi calculado pela razão entre a concentração ambiental estimada (CAE), (maior eficácia de controle dos produtos promovida pela maior dose em condição de bioensaio), dividida pela concentração letal e/ou efetiva. As classes de risco: $QR > 0,5$ = Alto risco; $0,05 < RQ < 0,5$ = Médio risco e $QR < 0,05$ = Baixo risco (GOKTEPE et al., 2004).

2.3.5. Análise dos dados

Os resultados de porcentagem de redução da biomassa fresca das algas (*Spirogyra* e *Pythophora* sp.); de concentração letal (CL50) e efetiva (CE50) 50% dos bioindicadores (*H. eques*, *P. canaliculata*, *L. minor* e *A. caroliniana*) e avaliação de risco, após exposição dos produtos químicos penoxsulam, hidróxido de cobre,

peróxido de hidrogênio e dicloro isocianurato de sódio foram submetidos a análise de componentes principais.

2.4. Resultados e discussão

2.4.1. Eficácia de controle e avaliação de clorofila a das algas filamentosas

Na avaliação da redução da biomassa após exposição ao herbicida penoxsulam não se observou diferença significativa em nenhuma das doses testadas (Figura 1a). Para avaliação de clorofila a (Chloa) apenas na menor dose (0,1 mg L⁻¹) foi verificado valor negativo de redução (-45,45%), o que demonstra aumento da concentração do pigmento Chloa (11,04 µg L⁻¹) comparado ao tratamento controle (7,84 µg L⁻¹), enquanto em 1,0 mg L⁻¹, foi 9,09%; 10,0, 45,45%; 50,0, 63,63% e em 100,0 mg L⁻¹ foi 81,82% de redução.

O peróxido de hidrogênio utilizado nas maiores doses de 25 e 30 mg L⁻¹ promoveu 100% de controle, as doses de 10,00; 15,00 e 20,00 mg L⁻¹ promoveram 54,82; 61,58 e 66,27% de redução da biomassa fresca, respectivamente, e que não diferiram estatisticamente entre si, porém inferiores a testemunha (Figura 1b). A redução da Chloa foi de 44,44% (2,0 mg L⁻¹); 66,67% (5,0); 88,89% (10 e 15) e 100% (20, 25 e 30 mg L⁻¹).

Quanto ao hidróxido de cobre também não ocorreu diferença entre a redução da biomassa em todas as doses (Figura 2a). Para a Chloa a redução foi de 20% em 0,25 e 0,50 mg L⁻¹; 73,33% (0,75); 66,67% (1,00); 86,67% (1,50) e 80,00% (2,00 mg L⁻¹) (Figura 2a).

Para o cloro orgânico as maiores reduções na biomassa fresca das algas foi em 1,00; 15,00 e 30,00 mg L⁻¹, com 67,62; 70,06 e 77,52%, (0,73; 0,66 e 0,49 gramas, respectivamente) (Figura 2b). Os valores de redução da Chloa foram de 52,93% (0,16 µg L⁻¹) em 1,0 mg L⁻¹, comparado ao controle (0,34 µg L⁻¹); 95,03% em 2,5; 79,25% (5,0); 100,00% (7,5 e 15,0) e 94,77% em 30,0 mg L⁻¹.

A redução da biomassa das algas neste estudo variou de 26,85 a 54,98% com 0,25 e 0,75 mg L⁻¹ de hidróxido de cobre, respectivamente, que diferiu da redução de 50% (EC50) da biomassa seca da alga *Spirogyra setiformis* em dose menor que 0,001 mg L⁻¹, *Oedogonium* sp. em 0,003 mg L⁻¹, *Pithophora*

oedogonia (0,046 mg L⁻¹), *Rhizoclonium hieroglyphicum* (0,053 mg L⁻¹), *Hydrodictyon reticulatum* (0,048 mg L⁻¹) e *Oscillatoria tenuis* (0,290 mg L⁻¹) do sulfato de cobre (LEMBI, 2000).

Em contrapartida o peróxido de hidrogênio promoveu redução da biomassa das algas superior a 50% (54,82%) a partir da dose de 10,0 mg L⁻¹, resultados que foram semelhantes ao obtido com doses menores (0,5 a 2,5 g m⁻³ de peróxido equivalente a 0,5 e 2,5 mg L⁻¹) para as cianobactérias *Microcystis aeruginosa*, *Synechococcus nidulans*, *Aphanothece clathrata*, *Cyanobium gracile*, e *Trichormus variabilis*; para algas verdes *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus quadricauda*, *Chlamydomonas reinhardtii* e diatomácea *Navicula seminulum* (DRÁBKOVÁ et al., 2007).

Em condição de campo, três horas de exposição ao peróxido nas doses de 5,0 e 8,0 mg L⁻¹ foi suficiente para reduzir mais de 70% a capacidade fotossintética de fitoplânctons incubados em lago (MATTHIJS et al., 2012). A ação do peróxido de hidrogênio nos organismos citados pode ter sido atribuída à degradação de revestimentos protetivos de polissacarídeos e clivagem da cadeia de células, como observado por Barroin & Feuillade, (1986) em cianobactéria filamentosa (*Oscillatoria rubescens*).

O produto químico que promoveu maior redução no acúmulo de biomassa das algas após 7 dias foi o peróxido de hidrogênio, com 100% nas duas maiores doses (25,0 e 30,0 mg L⁻¹) (Figura 1b). A baixa eficácia de controle avaliada para o herbicida penoxsulam pode ser devido a necessidade de longo período de exposição do produto junto a planta (GETTYS et al., 2014), e pela exposição do herbicida neste estudo ter sido de apenas 7 dias.

É interessante observar que o cloro orgânico (dicloro isocianurato de sódio di-hidratado) foi o produto que embora tenha promovido menor eficácia de controle comparado ao peróxido de hidrogênio, não teve diferença significativa ($p < 0,05$) entre a menor (1,00 mg L⁻¹) e as maiores doses (15,00 e 30,00 mg L⁻¹).

O peróxido de hidrogênio na dose de 10,0 mg L⁻¹ promoveu maior redução do pigmento clorofila a Chloa (88,89%), comparado a Calomeni et al. (2015), que observaram aumento da concentração de Chloa (controle -71%) em dose similar (10,2 mg L⁻¹), do mesmo produto.

O cloro e o peróxido foram os produtos químicos que mais reduziram a Chloa com 100% em 7,5 e 20,0 mg L⁻¹, respectivamente (Figura 1 e 2), que foram superiores ao 80% de redução avaliado após a exposição da cianobacteria filamentosa *Lyngbya magnífica* com 92 mg g⁻¹ do Phycomycin® SCP (39% de i.a do carbonato de sódio peroxihidratado) (BISHOP & RODGERS, 2011). Assim como neste estudo com as algas *Spirogyra* e *Pithophora* sp. os autores citados também observaram que os produtos comerciais a base de cobre Cutrine®, Clearigate® e Algymycin® em 5,0 mg promoveram menor redução da Chloa (60 a 70%) da cianobactéria comparado ao produto a base de peróxido Phycomycin® SPC.

Quanto a Pheoa a redução obtida após a exposição da *Pithora kewesis* ao mesmo produto deste estudo (hidróxido de cobre) e dose (1,0 mg L⁻¹) foi similar com 20%, porém foi inferior ao avaliado com 0,50 mg L⁻¹ (97%) de oxiclreto de cobre (GARLICH et al., 2016).

2.4.2. Ecotoxicidade e risco de intoxicação ambiental de produtos químicos para organismos não alvos

A concentração letal 50% do penoxsulam foi > 100 mg L⁻¹ para o *H. eques*, *P. canaliculata*, *L. minor* e *A. caroliniana* (Tabela 1). A ordem de toxicidade (CL50/CE50) do hidróxido de cobre foi 0,089 > 0,31 > 1,42 > 7,65 mg L⁻¹ (Tabela 1). Para o peróxido de hidrogênio foi 4,03 > 4,22 > 45,47 > 50,50 mg L⁻¹ e, para o cloro foi 0,56 > 1,43 > 12,79 > 15,64 mg L⁻¹ (Tabela 1).

Dentre todos os produtos químicos avaliados a ordem de maior toxicidade para os bioindicadores foi o hidróxido de cobre > cloro > peróxido > penoxsulam (Tabela 1). Para o peixe *H. eques* o produto que apresentou maior efeito tóxico foi o cloro com CL50 de 0,56 mg L⁻¹, que foi classificado como altamente tóxico. Para o caramujo *P. canalicualta* foi o hidróxido de cobre com CE50 de 0,31 mg L⁻¹ (Tabela 1), também classificado como altamente tóxico.

A elevada toxicidade do cloro (0,56 mg L⁻¹) e do hidróxido de cobre (1,42 mg L⁻¹) neste estudo para o peixe foi superior a descrita para larva de *Oncorhynchus mykiss* (2,2 mg L⁻¹) e para o mesmo peixe (*O. mykiss*) adulto (8,3 mg L⁻¹) exposto ao dióxido de cloro (SVECEVICIUS et al., 2005), ao *Piaractus mesopotamicus* após exposição ao sulfato de cobre (10,36 mg L⁻¹) (SILVA et al., 2014); e para o mesmo

bioindicador (*H. eques*) deste estudo após a exposição ao herbicida imazapyr com CL50 de 3,93 mg L⁻¹ (CRUZ et al., 2015).

Contudo, foi inferior ao obtido com o hipoclorito de sódio para *O. mikiss* (59 µg L⁻¹), *Notemigonus crysoleucas* (304 µg L⁻¹) e para a *Menidia beryllina* (143 µg L⁻¹) (FISHER et al., 1999) e também inferior ao apresentado pelo *Phallocerus caudimaculatus* (0,05 mg L⁻¹), *H. eques* (0,16 mg L⁻¹), e *Danio rerio* (0,13 mg L⁻¹) exposto ao sulfato de cobre (SILVA et al., 2014).

A elevada sensibilidade do caramujo (*P. canaliculata*) neste estudo quando exposto ao hidróxido de cobre foi superior a demonstrada pelo mesmo bioindicador e produtos (1,07 mg L⁻¹) (GARLICH et al., 2016) e inferior a avaliada para sulfato de cobre (0,07 mg L⁻¹) (VENTURINI et al., 2008). A diferença de sensibilidade apresentada pelo mesmo bioindicador e produto (hidróxido de cobre) pode ser devido à utilização de produtos comerciais distintos, que possuem diferentes composições dos ingredientes inertes e de acordo com Solomon e Thompson, (2003) e Carraschi et al. (2011), esses ingredientes são responsáveis por aproximadamente 50% da toxicidade de formulação completa de um produto fitossanitário, visto que as condições de pH (6,5 a 7,5) e alcalinidade (200 a 210 mg CaCO₃ L⁻¹) está de acordo com a ABNT(2015) que norteou os teste de ecotoxicidade aguda deste estudo e de Garlich et al (2016).

As plantas *L. minor* apresentaram sensibilidade ao hidróxido de cobre com CL50 de 0,089 mg L⁻¹ (altamente tóxico) do que o mesmo bioindicador com concentração letal menor que 0,01 mg L⁻¹ e, quando exposto ao oxicloreto de cobre o valor foi 0,01 mg L⁻¹ (GARLICH et al., 2016). A pteridófito *A. caroliniana* apresentou moderada sensibilidade ao hidróxido de cobre com CL50 de 7,65 mg L⁻¹ (muito tóxico), que diferiu da avaliada por Garlich et al. (2016), com a mesma molécula e bioindicador deste estudo (CL50 maior que 100,00 mg L⁻¹), porém quando exposta ao oxicloreto de cobre apresentou CL50 de 0,02 mg L⁻¹.

De acordo com Bui et al.(2016), a concentração letal do cobre para o *Danio rerio*, *Daphnia lumholtzi* e *Ceriodaphnia cornuta*, tem uma correlação muito maior a dureza da água do que o pH e o carbono orgânico dissolvido. O efeito da dureza da água na redução da toxicidade do metal para o peixe é atribuído à inibição competitiva do Ca²⁺ + Mg²⁺ com o íon cobre nos ligantes bióticos, pois reduz a

quantidade de íons metálicos que se ligam as brânquias. Concentrações excessivas de cobre pode ser tóxico para os produtores primários como as plantas, por afetar o transporte de elétrons, através do fotossistema II e modificar ou inibir a atividade enzimática fundamental (PINTO et al., 2003).

O peróxido de hidrogênio e o cloro orgânico (dicloro isocianurato de sódio di-hidratado) são agentes muito reativos que oxidam materiais orgânicos (ASSADA, 2006; SCARLETT et al., 2016), e devido a essa ação de oxidação tenha promovido alta toxicidade aos bioindicadores. O herbicida penoxsulam não promoveu mortalidade para nenhum dos organismos teste na maior concentração testada (100,00 mg L⁻¹), devido a isso não foi obtido valores de limite superior e inferior e, o valor da concentração letal 50% (CL50) foi maior que 100,00 mg L⁻¹(Tabela 2) de acordo com a norma da OECD (2009), o herbicida foi classificado como pouco tóxico (IBAMA, 2015).

Para o cálculo do quociente de risco (QR) do herbicida penoxsulam foi utilizado como concentração ambiental estimada (CAE) a menor dose (0,1 mg L⁻¹), pois não ocorreu diferença significativa ($p < 0,05$) entre as doses 0,1; 1,0; 10,0; 50,0 e 100,0 mg L⁻¹ (Figura 1a). O penoxsulam foi classificado como de baixo risco ambiental para todos os bioindicadores (Tabela 2). Enquanto o peróxido de hidrogênio foi considerado como o produto químico de maior risco ambiental, por ser classificado como de alto risco de intoxicação para o *P. canaliculata*, *L. minor* e *A. caroliniana* e de médio risco para o *H. eques*(Tabela 2).

O maior risco do peróxido para os bioindicadores, comparado aos demais produtos químicos se deve ao fato de que a concentração mais eficaz obtida nos ensaios de controle das algas (CAE de 25,0 mg L⁻¹) ser bem próxima das avaliadas nos testes de toxicidade como concentração letal e/efetiva (CL50/CE50), o que aumenta as chances de ocorrer efeitos deletérios aos bioindicadores.

No entanto, vale a pena ressaltar que o peróxido foi o único produto a promover controle total das algas filamentosas (*Spirogyra* e *Pithophora* sp) (Figura 3), e que a toxicidade desta molécula está associada ao tipo de exposição, duração, frequência, concentração e fatores ambientais (SILVA & SANTOS, 2007).

De acordo com Bandala et al. (2004) e Matthijs et al. (2012) este produto apresenta vantagens quanto ao seu uso no controle de cianobactérias, pois diferente

do sulfato de cobre o peróxido degrada a cianotoxina microcystina. Segundo Liu et al. (2003), a quebra é provocada devido a oxidação pelo peróxido com o estímulo a luz, em resíduo de peptídeos pela modificação e /ou quebra do aminoácido da microcystina. Passardi et al. (2007) e Barrington et al. (2011), descreveram que a maior sensibilidade das cianobacterias (procariontes) ao peróxido comparado aos fitoplânctons (eucarióticos) pode ser devido à reduzida produção de enzimas que elimina espécies de oxigênio reativo (ROS), como o ascorbato peroxidase.

Outro ponto positivo no uso do peróxido é a sua decomposição que é rápida, como avaliado por Matthijs et al. (2012), que na aplicação de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ em vinte pontos distintos no lago Koetshuis e observaram que após 2,0 horas a concentração inicial foi reduzida para $0,0 \text{ mg L}^{-1}$. Mesmo assim, deve-se ter cautela com a utilização desses produtos químicos, pois neste estudo foi realizado ensaios em condição de bioensaio.

Quanto ao cloro orgânico (dicloro isocianurato de sódio di-hidratado) vale a pena ressaltar que neste estudo apresentou excelente eficácia de controle das algas filamentosa (*Spirogyra* e *Pithophora* sp.), principalmente na menor dose ($1,00 \text{ mg L}^{-1}$) e que apenas o peixe *H. eques* apresentou CL50 menor ($0,56 \text{ mg L}^{-1}$) que a dose eficaz, o que demonstra que esta molécula apresenta muito potencial para ser utilizada, porém é necessário mais estudos para confirmar esse efeito, tanto em condição de bioensaio quanto de campo.

Os resultados da eficácia de controle de algas filamentosa, ecotoxicidade e risco ambiental para os bioindicadores expostos nesse estudo são relevantes, pois permite diretriz para estudos posteriores. Principalmente pelo fato de que os bioindicadores utilizados são representantes de vários grupos ecológicos como os consumidores (peixe e caramujo) e produtores (plantas) que são de fundamental importância para caracterizar, avaliar e/ou monitorar os impactos ambientais negativos oriundos da utilização no ambiente de produtos químicos (BURGER et al., 2013).

2.5. Conclusão

O peróxido de hidrogênio apresentou maior eficácia de controle das algas filamentosas (*Spirogyra* e *Pithophora* sp.) moderado efeito e ecotoxicológico e maior risco de intoxicação ambiental.

2.6. Referências

LEMBI, C.A. Relative tolerance of mat-forming algae to copper. *Journal Aquatic Plant Management*. **2000**, 38, 68-70.

DRUMMOND, C.S.; HALL, J.; KAROL, K.G.; Delwiche, C.F.; Mccourt, R.M. Phylogeny of *Spirogyra* and *Sirogonium* (Zygnematophyceae) based on rbc L sequence data. *Journal Phycology*. **2005**, 41(5), 1055-1065.

STANCHEVA, R.; HALL, J.D.; MCCOURT, R.M.; SHEATH, R.G. Identity and phylogenetic placement of *Sirogyra* species (Zygnematophyceae, Charophyta) from California streams and elsewhere. *Journal Phycology*. **2013**, 49(3), 588-607.

BISHOP, W.M.; RODGERS, J.H. Responses of *lyngbya magnificagardner* to an algaecide exposure in the laboratory and field. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **2011**, 74, 1832-1838.

PEREIRA, I.; REYES, G.; KRAMM, V. Cyanophyceae, Euglenophyceae, Chlorophyceae, Zygnematophyceae y Charophyceae en arrozales de Chile. *Gayana Botanica*. **2000**, 57(1), 29-53.

SATPATI, G.G.; PAL, R. New and rare records of filamentous green algae from Indian Sundarbans biosphere reserve. *Journal of Algal Biomass Utilization*. **2016**, 7(2), 159-175.

SCARLETT, K.; COLLINS, D.; TESORIERO, L.; JEWELL, L.; OGTROP, F. V.; DANIEL, R. Efficacy of chlorine, chlorine dioxide and ultraviolet radiation as disinfectants against plant pathogens in irrigation water. *European J. Plant Pathology*. **2016**, 145(1), 27-38.

FAN, J.; HO, L.; HOBSON, P.; BROOKER, J. Evaluating the effectiveness of copper sulphate, chlorine, potassium permanganate, hydrogen peroxide and ozone on cyanobacterial cell integrity. *Water Research*. **2013**, 47(14), 5153-5164.

EINICKER-LAMAS, M.; ANTUNES, M.G.; BENAVIDES, F.T.; SILVA, F.L.S.; GUERRA, F.; MIRANDA, K.; ATTIAS, M.; OLIVEIRA, M.M. *Euglena gracilis* as a model for study of Cu²⁺ and Zn²⁺ toxicity and accumulation in eukaryotic cells. *Environmental Pollution*. **2002**, 120(3), 779-786.

DRÁBKOVÁ, M.; MATTHIJS, H.C.P.; ADMIRAAL, W.; MARSALEK, B. Selective effects of H₂O₂ on cyanobacterial photosynthesis. *Photosynthetica*. **2007**, *45*(3), 363-369.

JOHNSON, T.C.; MARTIN, T.P.; MANN, R.K.; POBANZ, M.A. Penoxsulam-structure-activity relationships of triazolopyrimidine sulfonamides. *Bioorganic & Medicinal Chemistry*. **2009**, *17*(12), 4230-4240.

NETHERLAND, M.D.; LEMBI, C.A.; GLOMSKI, L.M. Potential for selective activity of the ALS inhibitors penoxsulam, bispyribac-sodium, and imazamox on algae responsible for harmful blooms. *J. Aquat. Plant Management*. **2009**, *47*, 147-150.

SIEMERING, G.S.; HAYWORTH, J.D.; GREENFIELD, B.K. Assessment of potential aquatic herbicide impacts to California aquatic ecosystems. *Archieve of Enviromental Contamination Toxicology*. **2008**, *55*(3), 415-431.

SHIOGIRI, N.S.; PAULINO, M.G.; CARRASCHI, S.P.; BARALDI, F.G.; CRUZ, C.; FERNANDES, M.N. Acute exposure of a glyphosate-based herbicide affects the gills and liver of the neotropical fish, *Piaractus mesopotamicus*. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. **2012**, *34*(2), 388-396.

SILVA, A.F.; CRUZ, C.; REZENDE, F.R.L.; YAMAUCHI, A.K.F.; PITELLI, R.A. Copper sulfate acute ecotoxicity and environmental risk for tropical fish. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*. **2014**, *36*(4), 377-381.

GARLICH, N.; CRUZ, C.; SILVA, A.F.; CARRASCHI, S.P.; MALASPINA, I.C.; PITELLI, R.A.; BIANCO, S. Diquat associated with copper sources for algae control: Efficacy and ecotoxicology. *Jornal of Environmental Science and Health, Part B*. **2016**, *51*(4), 215-221.

VENTURINI, F.P., CRUZ, C., PITELLI, R.A. Toxicidade aguda do sulfato de cobre e do extrato aquoso de folhas secas de nim para o caramujo (*Pomacea canaliculata*). *Acta Scien. Biol. Sci.* **2008**, *30*(2), 179–184

CRUZ, C.; SILVA, A.F.; SHIOGIRI, N.S.; GARLICH, N.; PITELLI, R.A. Imazapyr herbicide efficacy on floating macrophyte control and ecotoxicology for non-target organisms. *Planta Daninha*. **2015**, *33*(1), 103-108.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; IBARRA, L.C.C.; FIORESI, T.B. Cultivo de *Ankistrodesmus gracilis* (Reisch) KORSIKOV (Chlorophyta) em laboratório utilizando meio CHU12 e de macrófita com NPK. *Bol. Inst. Pesca*. **2009**, *35*, 111–118

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. L5.306: *Determinação de clorofila a e feofitina a: método espectrofotométrico*. 3º Edição, 2014; 14p

ABBOTT, W.S. A method of computing the effectiveness of an insecticide. *J. Econ. Entomol.* **1925**, *18*, 265-267.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT. NBR 15088: *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes*. ABNT, Brazil, 2015; 19p

Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). *Lemna sp. growth inhibition test*. Paris, 2002; 22p.

SILVA, A.F.; CRUZ, C.; NETO, A.N.; PITELLI, R.A. Ecotoxicidade de herbicidas para a macrófita aquática (*Azolla caroliniana*). *Planta Daninha*. **2012**, 30(3), 541-546.

HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C.; THURSTON, V. Trimed Sperm-Karber method for estimating medial lethal concentrations in toxicology bioassays. *Environmental Science Technology*. **1977**, 7(11), 714-719.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Sistema de classificação quanto ao potencial de periculosidade ambiental – PPA, 2015. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/qualidade-ambiental/classificacao_ppa> Acesso em: 20 jan. 2015.

GOKTEPE, I.; PORTIER, R.; AHMEDNA, M. Ecological risk assessment of Neem-based pesticides. *Journal of Environmental Science Health Part B*. **2004**, 39(2), 311-320.

MATTHIJS, H.C.P.; VISSER, P.M.; REEZE, B.; MEEUSE, J.; SLOT, P.C.; WIJN, G.; TALENS, R.; HUISMAN, J. Selective suppression of harmful cyanobacteria in an entire lake with hydrogen peroxide. *Wat. Res.* **2012**, 46(5), 1460-1472.

BARROIN, G.; FEUILLADE, M. Hydrogen peroxide as a potential algicide for *Oscillatoria rubescens* D.C. *Wat. Res.* **1986**, 20(5), 619-623.

GETTYS, L.A.; HALLER, W.T.; PETTY, D.G. *Biology and control of aquatic plant: A best management practices handbook*. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Marietta GA, 2014; 210p.

CALOMENI, A.J.; IWINSKI, K.J.; KINLEY, C.M.; MCQUEEN, A.; RODGERS-JR, J.H. Responses of *Lyngbya wollei* to algaecide exposures and a risk characterization associated with their use. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **2015**, 116, 90-98.

SVECEVICIUS, G.; SYVOKIENÉ, J.; STASIUNAITÉ, P.; MICKÉNIENÉ, L. Acute and chronic toxicity of chlorine dioxide (ClO₂) and chlorite (ClO₂⁻) to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) (4 pp). *Environmental Science and Pollution Research*. **2005**, 12(5), 302-305.

FISHER, D.J.; BURTON, D.T.; YONKOS, L.T.; TURLEY, S.D.; ZIEGLER, G.P. The relative acute toxicity of continuous and intermittent exposures of chlorine and bromine to aquatic organisms in the presence and absence of ammonia. *Water Research*. **1999**, 33(3), 760-768.

SOLOMON, K.R.; THOMPSON, D.G. Ecological risk assessment for aquatic organisms from over-water uses of glyphosate. *Journal. Toxicology Environmental Health. Part B.* **2003**, *6*, 289-324.

CARRASCHI, S.P.; CUBO, P.; SCHIAVETTI, B.L.; SHIOGIRI, N.S.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. Efeitos tóxicos de surfactantes fitossanitários para o peixe mato grosso (*Hyphessobrycon eques*). *Acta Scientiarum Biological Science.* **2011**, *33*, 191-196.

BUI, T.L.; HONG-DO, L.; DAO, T.; HOANG, T.C. Copper toxicity and the influence of water quality of Dongnai river and Mekong river on copper bioavailability and toxicity to three tropical species. *Chemosphere.* **2016**, *144*, 872-878.

PINTO, E.; SIGAUD-KUTNER, T.C.S.; LEITÃO, M.A.S.; OKAMOTO, O.K.; MORSE, D.; COLEPICOLO, P. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *Journal Phycology.* **2003**, *39*(6), 1008–1018.

ASADA, K. Production and scavenging of reactive oxygen species in chloroplasts and their functions. *Plant Physiology.* **2006**, *141*(2), 391-396.

Organization for Economic Cooperation and Development – OECD. OECD Draft Guidance Document. The threshold approach for acute fish toxicity testing, Paris, 2009, 4p.

SILVA, J.M.; SANTOS, J.R. Toxicologia de agrotóxicos em ambientes aquáticos. *Oecologia Brasiliensis,* **2007**, *11*(4), 565-573.

BANDALA, E.R.; MARTÍNEZ, D.; MARTÍNEZ, E.; DIONYSIOU, D.D. Degradation of microcystin-LR toxin by Fenton and photo-Fenton processes. *Toxicon.* **2004**, *43*(7), 829-832.

LIU, I.; LAWTON, L.A.; ROBERTSON, P.K.J. Mechanistic studies of the photocatalytic oxidation of microcystin-LR: an investigation of byproducts of the decomposition process. *Environmental Science and Technology.* **2003**, *37*(14), 3214-3219.

PASSARDI, F.; ZAMOCKY, M.; FAVET, J.; JAKOPITSCH, C.; PENEL, C.; OBINGER, C.; DUNAND, C. Phylogenetic distribution of catalase-peroxidases: are there patches of order in chaos? *Gene.* **2007**, *397*(1-2), 101-113.

BARRINGTON, D.J.; GHADOUANI, A.; IVEY, G.N. Environmental factors and the application of hydrogen peroxide for the removal of toxic cyanobacteria from waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering.* **2011**, *137*(10), 952-960.

BURGER, J.; GOCHFELD, M.; POWERS, C.W.; CLARKE, J.H.; BROWN, K.; KOSSON, D.; NILES, L.; DEY, A.; JEITNER, C.; PITTFIELD, T. Determining environmental impacts for sensitive species: using iconic species as bioindicators for management and policy. *Journal Environmental Protection.* **2013**, *4*(8), 87-95.

Lista de figuras e tabelas

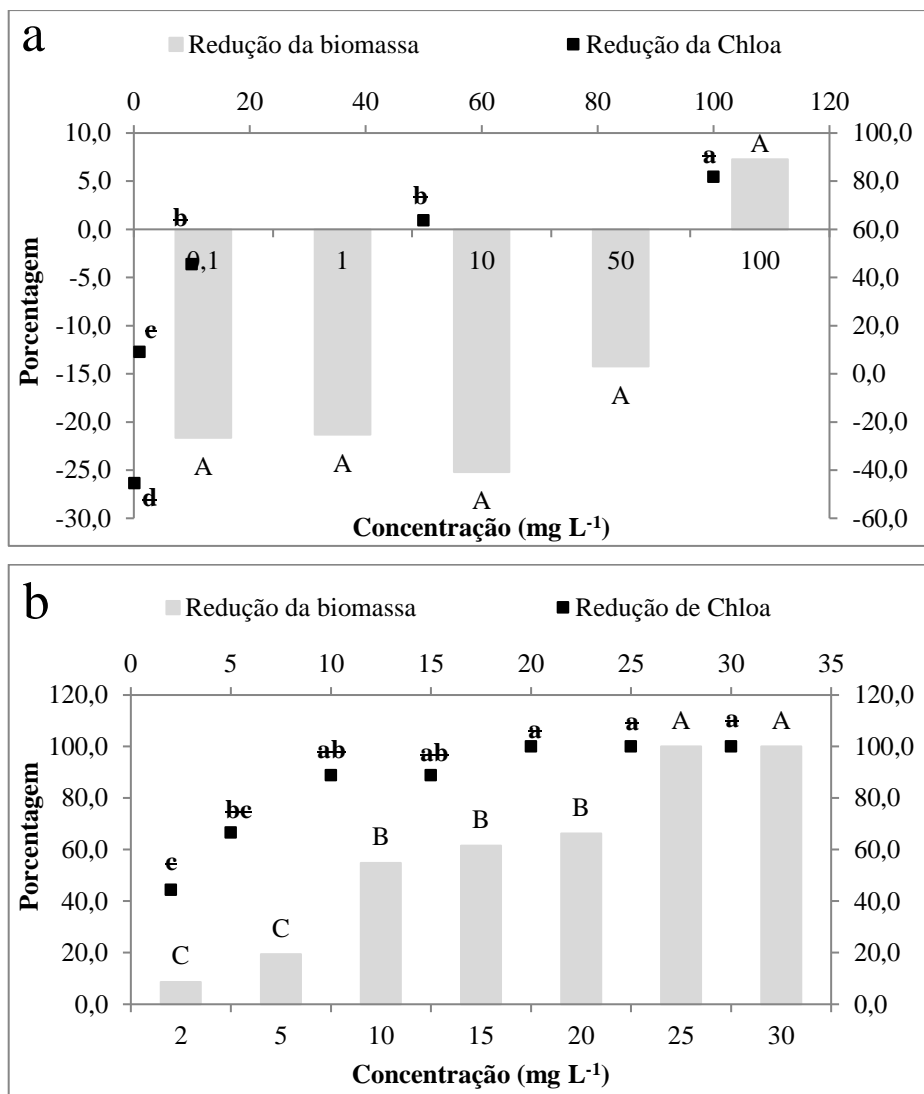


Figura 1. Redução da biomassa fresca (%) e da clorofila (%) das filamentosas (*Spirogyra* sp. e *Pithophora* sp.) expostas ao penoxsulam (a) e ao peróxido de hidrogênio (b) aos 7 dias após aplicação.

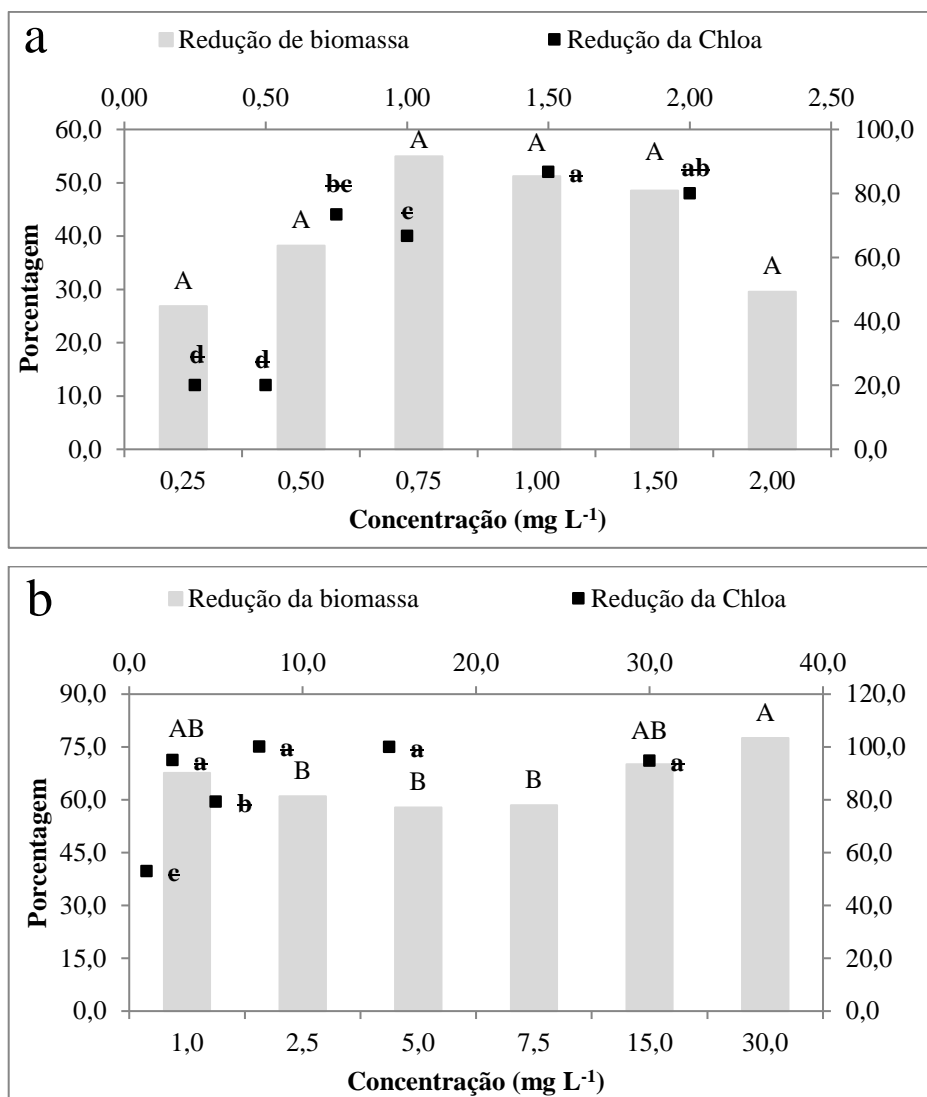


Figura 2. Redução da biomassa fresca (%) e da clorofila (%) das filamentosas (*Spirogyra* sp. e *Pithophora* sp.) expostas ao hidróxido de cobre (a) e ao cloro orgânico (b), aos 7 dias após aplicação.

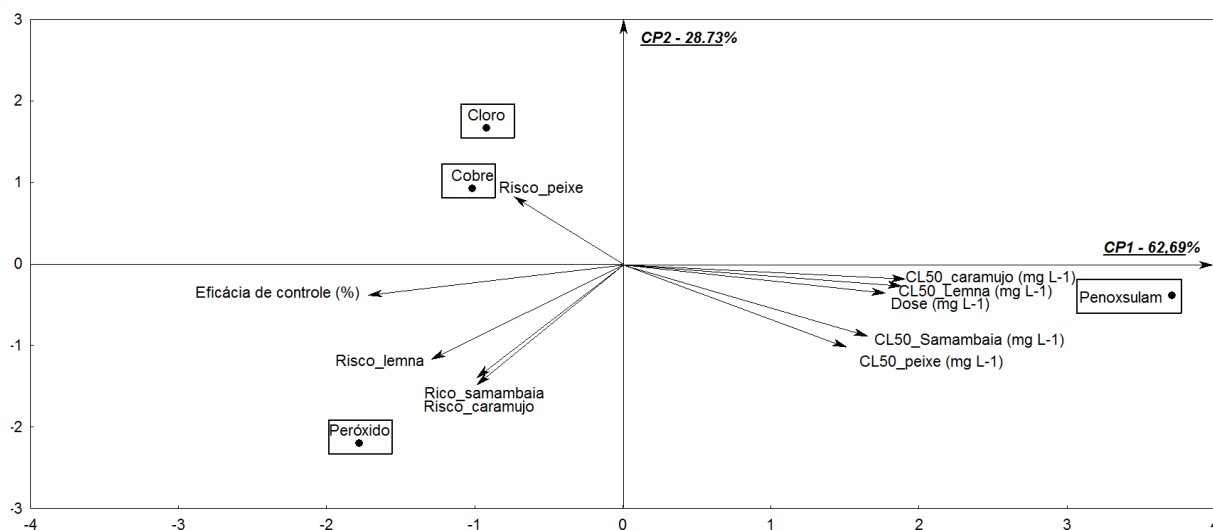


Figura 3. Gráfico bidimensional gerado para ilustração da eficácia de controle das algas filamentosas, da CL50 e CE50 e do risco ambiental promovido pelo penoxsulam, hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e cloro.

Tabela 1. Toxicidade aguda dos produtos químicos para os bioindicadores, com limite superior, CL50 e CE50 e limite inferior.

| Bioindicadores | L. inferior | CL50 e CE50 mg L ⁻¹ | L. superior | R ² | Classificação IBAMA ^[26] |
|-------------------------------|----------------|--------------------------------------|----------------|----------------|--|
| Penoxsulam | | | | | |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | -- 1 | >100 | -- | -- | Pouco tóxico |
| <i>Pomacea canaliculata</i> | -- | >100 | -- | -- | Pouco tóxico |
| <i>Lemna minor</i> | -- | >100 | -- | -- | Pouco tóxico |
| <i>Azolla caroliniana</i> | -- | >100 | -- | -- | Pouco tóxico |
| Hidróxido de cobre | | | | | |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 0,35 | 1,42 | 0,92 | 0,77 | Muito tóxico |
| <i>Pomacea canaliculata</i> | 0,21 | 0,31 | 0,47 | 0,69 | Altamente tóxico |
| <i>Lemna minor</i> | 0,08 | 0,089 | 0,10 | 0,78 | Altamente tóxico |
| <i>Azolla caroliniana</i> | 5,99 | 7,65 | 9,77 | 0,61 | Muito tóxico |
| Peróxido de hidrogênio | | | | | |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 35,68 | 50,50 | 71,49 | 0,61 | Medianamente tóxico |
| <i>Pomacea canaliculata</i> | 3,16 | 4,22 | 5,64 | 0,39 | Muito tóxico |
| <i>Lemna minor</i> | 3,42 | 4,03 | 4,76 | 0,48 | Muito tóxico |
| <i>Azolla caroliniana</i> | 32,84 | 45,47 | 62,94 | 0,88 | Medianamente tóxico |
| Cloro | | | | | |
| <i>Hyphessobrycon eques</i> | 0,35 | 0,56 | 0,92 | 0,80 | Altamente tóxico |
| <i>Pomacea canaliculata</i> | 9,48 | 12,79 | 17,26 | 0,67 | Medianamente tóxico |
| <i>Lemna minor</i> | 1,13 | 1,43 | 1,82 | 0,36 | Muito tóxico |
| <i>Azolla caroliniana</i> | 14,00 | 15,64 | 17,48 | 0,70 | Medianamente tóxico |

-- Valor não existente

Tabela 2. Valores do quociente de risco (QR) e suas respectivas classificações de risco ambiental dos produtos químicos, representados pela razão entre a CAE e a CE50/CL50 dos bioindicadores.

| Tratamentos químicos | <i>Hyphessobrycon eques</i> | <i>Pomacea canaliculata</i> | <i>Lemna minor</i> | <i>Azolla caroliniana</i> |
|---|-----------------------------|-----------------------------|----------------------|---------------------------|
| Penoxsulam (0,1 mg L ⁻¹) ¹ | 0,001 Baixo risco | 0,001 Baixo risco | 0,001 Baixo risco | 0,001 Baixo risco |
| Hidróxido de cobre (0,25 mg L ⁻¹) | 0,18 Médio risco | 0,81 Alto risco | 2,81 Alto risco | 0,03 Baixo risco |
| Peróxido de hidrogênio (25,0 mg L ⁻¹) | 0,49 Médio risco | 5,92 Alto risco | 6,20 Alto risco | 0,55 Alto risco |
| Cloro (1,0 mg L ⁻¹) | 1,78 Alto risco | 0,08 Médio risco | 0,70 Alto risco | 0,06 Médio risco |

1 - Concentração ambiental estimada (CAE), que foi a doses mais eficazes nos ensaios para controle das algas filamentosas.

CAPÍTULO 3 - EFICÁCIA DE COMPOSTOS QUÍMICOS APLICADOS ISOLADOS E EM MISTURA NO CONTROLE DO *Ceratophyllum demersum* E *Hydrilla verticillata*

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar a eficácia do penoxsulam hidróxido de cobre $\text{Cu}(\text{OH})_2$, peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e dicloroisocianurato de sódio dihidratado (Cl) isolados e em mistura com penoxsulam+0,2% hidróxido de cobre ($\text{Pen}+(0,2\%)\text{Cu}(\text{OH})_2$), penoxsulam+0,2% peróxido de hidrogênio ($\text{Pen}+(0,2\%)\text{H}_2\text{O}_2$) e penoxsulam+0,1% de cloro ($\text{Pen}+(0,1\%)\text{Cl}$), no controle das macrófitas submersas *Ceratophyllum demersum* e *Hydrilla verticillata* em condição de bioensaio. Para tanto, foram testadas 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 2,0 mg L^{-1} do $\text{Cu}(\text{OH})_2$; 2,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0; 80,0 e 100 mg L^{-1} do H_2O_2 e 1,0; 5,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0 e 80,0 mg L^{-1} do Cl. Foi utilizado 0,015; 0,035; 0,075; 0,15 e 0,30 mg L^{-1} do penoxsulam isolado e em mistura, com seis réplicas durante 60 dias, em delineamento Interiramente casualizado (DIC). A avaliação foi realizada de acordo com escala de notas de controle visual (0-100%), redução do comprimento, peso e biomassa seca no final do período experimental (60 dias). Todos os produtos químicos atingiram eficácia de controle visual acima de 90%. O $\text{Cu}(\text{OH})_2$ e Cl promoveram maior eficácia de controle visual, redução da biomassa fresca (comprimento e peso) e biomassa seca do (Peso) *C. demersum* comparado a *H. verticillata*, enquanto o H_2O_2 promoveu efeito similar em ambas às macrófitas. O uso do $\text{Cu}(\text{OH})_2$ isolado promoveu maior eficácia de controle do que em mistura para as macrófitas, porém a mistura do $\text{Pen}+(0,2\%)\text{H}_2\text{O}_2$ e $\text{Pen}+(0,1\%)\text{Cl}$ foram mais eficazes que os produtos isolados. O penoxsulam isolado ($\text{Pen } 0,30 \text{ mg L}^{-1}$) e em mistura ($\text{Pen}+(0,1\%)\text{Cl } 0,30 \text{ mg L}^{-1}$) na maior dose promoveram elevada eficácia de controle para ambas as macrófitas.

Palavra-chave: controle químico, eficiência, Ceratophyllaceae, Hydrocaritaceae

3.1. Introdução

Os corpos hídricos quando impactado propicia alterações na comunidade da flora e fauna local, devido ao favorecimento de algumas espécies de macrófitas aquáticas em detrimento de outras, e esse aumento de biomassa de algumas espécies interfere em toda a dinâmica natural do ecossistema hídrico (PITELLI et al., 2011).

Quando algumas espécies de macrófitas passam a impactar de forma negativa é necessário o uso de técnicas de controle, a fim de reduzi-la a um nível abaixo de dano econômico, ambiental e social (HENDERSON et al., 2003; PITELLI et al., 2011; TRUE-MEADOWS et al., 2016).

E como exemplo a macrófita aquáticas submersas que promove impactos ambientais negativos quando ocorrem em grandes ocupações, pode ser citado o *Ceratophyllum demersum* (L.), uma planta endêmica da América tropical encontrada em quase todas as regiões tropicais e subtropicais do mundo, pertencente à família Ceratophyllaceae, e amplamente encontrada em corpos hídricos brasileiros (LOMBARDO & COOKE, 2003; COSTA et al., 2005). Outro exemplo é a *Hydrilla verticillata* (Royle), pertencente à família Hydrocaritaceae, nativa da Ásia e Austrália, que possui sua dispersão por fragmentação do caule, por sementes e por tubérculos (NAWROCKI et al., 2016; TRUE-MEADOWS et al., 2016).

O uso do controle químico como ferramenta de manejo tem sido muito difundido devido ao reduzido custo de operação, elevada eficácia e pela rapidez na execução (HENARES et al., 2011; PITELLI et al., 2011) com o respaldo legal, e com a resolução nº 467, de 16 de julho de 2015. Publicada na DOU, nº 137, de 17 de julho de 2015, que dispõe sobre o uso de produtos ou processos para recuperação de ambientes hídricos (CONAMA, 2015), o Brasil passa a ter mais uma estratégia de manejo (químico), no controle de macrófitas no país, que possui umas das maiores redes hídricas do mundo (COSTA, 1998; CEVI et al., 2009).

E dentre os produtos com ampla utilização no controle de macrófitas aquática pode ser descrito o herbicida penoxsulam ((2-(2,2-difluoroethoxy)- N -(5,8 dimethoxy [1,2,4] triazolo [1,5-c] pyrimidin-2-yl)-6 (trifluoromethyl) benzenesulfonamide)), que atua na inibição da enzima acetolactato sintase (ALS), que é a principal enzima responsável pela síntese de aminoácido de cadeia ramificada, valina, leucina e

isoleucina (JOHNSON et al., 2009). Este herbicida tem sido efetivo no controle da macrófita *Paspalidium germinatum*, *Scirpus validus*, *Panicum hemitomom*, *Pontederia cordata* e *Sagittaria lancifolia* (KOSCHNICK et al., 2007); do *Myriophyllum heterophyllum* (GLOMSKI & NETHERLAND, 2008) e da *Eichhornia crassipes* e *Salvinia mínima* (WERSAL & MADSEN, 2010).

O uso de mistura de produtos fitossanitários com a finalidade de aumentar o espectro de controle de plantas daninhas é uma técnica muito utilizada atualmente como descrita por Pennington et al. (2001), com o herbicida diquat e o endotall combinado com o cobre; por Wendt-rasch et al. (2003), com o metsulfuron metyl isolado e combinado com o inseticida cypermetrina; por Knauert et al. (2010), com o herbicida atrazina+diuron+isoproturon e por Garlich et al. (2016), com o herbicida diquat+ oxicloreto e hidróxido de cobre.

A utilização do herbicida com compostos algicidas como o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio ou com o cloro, pode aumentar a eficácia de controle do herbicida (penoxsulam) e/ou permitir que o controle seja evidenciado nos primeiros dias após aplicação, pois o herbicida penoxsulam por ser sistêmico e pertencente ao grupo dos inibidores da ALS, necessita de um período relativamente longo em contato com a planta (KOSCHNICK et al., 2007; RODRIGUES & ALMEIDA, 2011; GETTYS et al., 2014), quando comparado a herbicidas de contato (PITELLI et al., 2011; RODRIGUES & ALMEIDA, 2011).

3.2. Objetivo

O presente capítulo tem por objetivo determinar qual produto químico dentre o penoxsulam, hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e cloro isolados e em mistura (penoxsulam+0,2% de hidróxido de cobre; penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio e penoxsulam+0,1% de cloro), promoveu o maior controle das macrófitas submersas *C. demersum* e *H. verticillata* em condição de bioensaio.

3.3. Material e métodos

3.3.1. Cultivo das plantas e montagem do teste em condição de bioensaio

O cultivo do *C. demersum* e da *H. verticillata* foi realizado em caixas com capacidade de 1000 litros, com substrato no fundo das caixas formado por areia grossa, adubo orgânico e solo (1:1:2 vv⁻¹) e fluxo contínuo de água de abastecimento local.

Após 45 dias de cultivo, foram coletados ponteiros do *C. demersum* e *H. verticillata* que apresentaram ótimo estado nutricional, em seguida os mesmos foram pressionados contra papel-filtro para retirar o excesso de água e pesados em balança de precisão. Logo após o transplante foi realizado com uso de três ponteiros de 13 cm de comprimento presos por peso “chumbado” em frascos plásticos transparentes com capacidade de 1,3 litros de água, porém, com 1,0 L de água mais 130 ml (10%) de solução nutritiva de Hoagland's. As plantas transplantadas foram mantidas em sala de bioensaio em condições controladas de temperatura ($25,0 \pm 2,0$ °C) e fotoperíodo (12 hr a 1000 lux) por 24 horas.

Em seguida foi realizada a aplicação dos produtos químicos em 170 ml de água, totalizando 1,3 litros cada unidade experimental. Os produtos utilizados foram o herbicida penoxsulam (24%), hidróxido de cobre (53,74%) peróxido de hidrogênio (50%) e o dicloro isocianurato de sódio di-hidratado (55%) isolados e em mistura: penoxsulam + 0,2% do hidróxido de cobre; penoxsulam + 0,2% do peróxido de hidrogênio e o penoxsulam + 0,1% de dicloro isocianurato de sódio di-hidratado.

Foram testadas as seguintes concentrações do hidróxido de cobre: 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 2,0 mg L⁻¹, peróxido de hidrogênio: 2,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0; 80,0 e 100 mg L⁻¹ e dicloro isocianurato de sódio di-hidratado (cloro): 1,0; 5,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0 e 80,0 mg L⁻¹. Para o penoxsulam isolado e em mistura penoxsulam + 0,2% de hidróxido de cobre, penoxsulam + 0,2% de peróxido de hidrogênio e penoxsulam + 0,1% de cloro foi utilizado: 0,015; 0,035; 0,075; 0,15 e 0,30 mg L⁻¹, em delineamento em bloco casualizado (DIC) com seis repetições por concentração.

3.3.2. Avaliação das variáveis de qualidade da água e da eficácia dos produtos químicos no controle de macrófitas

As variáveis físico-químicas da água (temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH) foi mensurada com sonda multiparâmetro em 3; 7; 15; 21; 30; 45 e 60 DAA em triplicata.

A eficácia de controle foi avaliada por notas de controle visuais, atribuídas segundo adaptação de Garlich et al. (2016) em 3; 7; 15; 30; 45 e 60 dias após aplicação (DAA), e no final do período experimental (60 DAA) os ponteiros das macrófitas foram avaliados quanto ao crescimento total do maior ponteiro (cm) e biomassa fresca total dos ponteiros (g) e, após a secagem da biomassa fresca total em estufa de secagem a temperatura de 70 °C foi obtido a biomassa seca (g) com auxílio de balança semi analítica.

3.3.3. Análise dos dados

Os valores de redução no comprimento e peso da biomassa fresca foram transformados em porcentagem de acordo com fórmula adaptada de Henderson & Tilton (1955) e os valores de biomassa seca foram transformados em porcentagem de redução de acordo com Abbott (1925). Os dados de redução do comprimento e peso da biomassa fresca e da biomassa seca foram submetidos à análise de variância pelo teste F e suas médias comparadas pelo teste de Scott-Knott com 5% de probabilidade.

3.4. Resultados e discussão

3.4.1. Variáveis de qualidade da água

Após a exposição do *C. demersum* aos produtos químicos a ordem dos maiores valores da condutividade elétrica foi: 528,57 > 334,27 > 289,90 > 259,57 > 258,20 > 255,4 > 246,97 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Cloro; peróxido de hidrogênio; penoxsulam +0,1% de Cloro; penoxsulam +0,2% de peróxido; hidróxido de cobre; penoxsulam + de 0,2% hidróxido de cobre e penoxsulam, respectivamente), e do oxigênio dissolvido os menores foram: 0,93 < 1,00 < 1,07 < 3,87 < 4,20 < 4,73 < 7,67 mg L^{-1} (hidróxido de cobre; peróxido; cloro; penoxsulam + 0,2% de peróxido; penoxsulam +0,1% de cloro; penoxsulam +0,2% de hidróxido de cobre e penoxsulam).

Para a *H. verticillata* a ordem foi dos maiores valores de condutividade elétrica foi: 357,23 > 254,1 > 201,19 > 191,43 > 186,20 > 171,20 > 151,17 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (cloro; peróxido; hidróxido de cobre; penoxsulam +0,2% de peróxido; penoxsulam + 0,1% de cloro; penoxsulam +0,2% de hidróxido de cobre e penoxsulam) e dos menores

valores de oxigênio foi: $3,27 < 5,33 < 4,20 < 6,10 = 6,10 < 7,33 < 7,47 \text{ mg L}^{-1}$ (penoxsulam +0,2% de peróxido; penoxsulam +0,1% de cloro; penoxsulam+0,2% de hidróxido cobre; peróxido; cloro; hidróxido de cobre e penoxsulam, respectivamente). Para o pH não ocorreu grandes variações entre o valor mínimo e máximo (8,90 e 9,90) e de temperatura (23,97 e 25,0°C) para as plantas.

O cloro (dicloroisocianurato de sódio di-hidratado) foi o produto que mais elevou a condutividade em 60 DAA (*C. demersum*) e em 21 DAA (*H. verticillata*) ambas na maior dose (80 mg L⁻¹). E o que mais reduziu o oxigênio dissolvido foi o hidróxido de cobre em 3 DAA (*C. demersum*) e a mistura dopenoxsulam + 0,2% de peróxido de hidrogênio em 60 DAA (*H. verticillata*) nas doses mais elevadas 0,30 e 2,00 mg L⁻¹, respectivamente.

O aumento da condutividade elétrica na presença do cloro foi devido o íon cloreto (Cl⁻) ser um dos principais ânions inorgânicos (PASCHOALATO et al., 2008) e estar em elevada concentração nas unidades experimentais mensuradas. A maior redução do oxigênio dissolvido no *C. demersum* exposto ao hidróxido de cobre (0,63 mg L⁻¹) e *H. verticillata* aopenoxsulam +0,2% de peróxido ocorreu devido a elevada sensibilidade das plantas aos produtos e degradação da biomassa pelos microorganismos aeróbicos (PEREIRA & FREIRE, 2005).

3.4.2. Eficácia de controle visual

Na avaliação de eficácia de controle o hidróxido de cobre exposto ao *C. demersum* promoveu controle visual superior a 80% com 1,00 e 2,00 mg L⁻¹ (a partir de 30 DAA); com 0,75 mg L⁻¹ foi em 45 DAA e em 60 DAA a única dose que não atingiu controle superior a 80% foi 0,25mg L⁻¹ com 20% (Tabela 01). Para a *H. verticilla* exposta também ao hidróxido de cobre o controle superior a 80% foi obtido com 2,00 mg L⁻¹ a partir de 45 DAA, que também foi avaliado com 1,0 mg L⁻¹ em 60 DAA (Tabela 01).

O peróxido de hidrogênio promoveu no *C. demersum* 81% de controle em 80 e 100 mg L⁻¹ aos 3 DAA. Em 7; 15; 21; 30 e 45 DAA o controle foi superior a 81% na dose de 60; 80 e 100 mg L⁻¹; e em 60, 80 e 100 mg L⁻¹ promoveram 82 e 84%, respectivamente (Tabela 01). Na *H. verticillata* ocorreu controle de 84 a 87% (7 a 21 DAA, respectivamente) com 100 mg L⁻¹, que foi reduzido para 78% (30 DAA), 73%

(45 DAA) e 72% em 60 DAA devido a rebrota; efeito semelhante ocorreu nas demais concentrações (10; 20; 40; 60 e 80 mg L⁻¹), porém, em 60 DAA o controle foi aumentado em 20; 40; 60 e 80 mg L⁻¹ (Tabela 01).

O cloro proporcionou controle do *C. demersum* acima de 80% com 40; 60 e 80 mg L⁻¹ em todas as avaliações, a maior eficácia (92%) foi atingida com 80,0 mg L⁻¹ em 7 DAA (Tabela 01). Para a *H. verticillata* controle foi igual e superior a 80% em 20; 40; 60 e 80 mg L⁻¹ (80,0; 84,2; 81,7 e 85,0%, respectivamente) aos 7 DAA. O controle foi reduzido devido a rebrota das plantas (Tabela 01).

O *C. demersum* foi mais sensível ao hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e Cloro, quando comparado a *H. verticillata*; e semelhantes ao observado para a mesma espécie exposta a 0,2; 0,4; 0,8 e 1,2 mg L⁻¹ de diquat e 0,7; 1,0; 1,2 e 1,5 mg L⁻¹ do oxicloreto de cobre com controle superior a 80% (GARLICH et al., 2016). Para o *C. demersum* o herbicida penoxsulam promoveu controle de 82,50% em 60 DAA, com 0,30 mg L⁻¹ (Tabela 01). A *H. verticillata* sofreu 91% de controle em todas as doses após 45 e 60 dias (Tabela 01).

Openoxsulam + 0,2% de hidróxido de cobre em contato com as plantas promoveu controle superior a 80% em 45 e 60 DAA (0,30 mg L⁻¹) (Tabela 02). A mistura do herbicida com o 0,2% de peróxido de hidrogênio promoveu controle acima de 80% apenas na *H. verticillata* com 0,15 e 0,30 mg L⁻¹ aos 45 e 60 DAA (Tabela 02). E em mistura com 0,1% de Cloro o controle considerado satisfatório (> de 80%) foi apenas na *H. verticillata* nas doses 0,15 e 0,30 mg L⁻¹ em 45 e 60 DAA, (Tabela 02).

O penoxsulam isolado e em mistura com o hidróxido de cobre promoveram controle visual do *C. demersum* superior a 80%, esses valores foram similares ao obtido com o endotal (0,5; 2,5 e 5,0 mg L⁻¹) (HOSFTRA & CLAYTON, 2001), com o diquat (0,15; 0,30; 0,60 e 1,20 mg L⁻¹) (MARTINS et al., 2008), e com a mistura do diquat com 0,1% de oxicloreto de cobre, (0,8 e 1,2 mg L⁻¹) (GARLICH et al., 2016). A diferença de controle descrita pode ser devido o penoxsulam ser sistêmico e os produtos mencionados pelos autores ser de contato que age com maior velocidade.

Para *H. verticillata* o penoxsulam isolado e em mistura com o peróxido e com o cloro promoveram controle superior a 85%, que foi similar ao avaliado com o herbicida endothall (1,0 mg L⁻¹) com 95% de controle da *H.*

verticillata (PENNINGTON et al., 2001). Assim como o diquat isolado (100%) com 2,5 e 5,0 g L⁻¹ (HOSFTRA & CLAYTON, 2001) e em mistura (0,1; 0,2; 0,4; 0,8; 1,2 e 1,6 mg L⁻¹) com oxicloreto de hidróxido de cobre (1,0%) (MALASPINA et al., 2017).

3.4.3. Eficácia na redução da biomassa fresca e seca

Após a exposição ao hidróxido de cobre a *C. demersum* em todas as doses, exceto 0,25 mg L⁻¹ foram similares quanto a redução da biomassa fresca e seca (peso); a redução do comprimento com 2,00 mg L⁻¹ diferiu da avaliada em 0,25 e 0,50 mg L⁻¹ (Tabela 03).

Após a exposição ao peróxido a maior redução da biomassa fresca e seca foi com 100,0 mg L⁻¹ que diferiu de 20, 10 e 2,0 mg L⁻¹ (Tabela 03). O cloro em 40, 60 e 80,0 mg L⁻¹ promoveram as maiores reduções do comprimento, que diferiu de 10, 5 e 1,0 mg L⁻¹; a redução do peso (biomassa fresca) em 80 mg L⁻¹, diferiu de 20, 10, 5 e 1,0 mg L⁻¹ e, na biomassa seca a maior redução foi avaliada com 40,0 mg L⁻¹, que diferiu de 20, 10, 5 e 1,0 mg L⁻¹ (Tabela 03). O penoxsulam promoveu a maior redução em 0,30 mg L⁻¹ que diferiu apenas de 0,015 mg L⁻¹. Quanto ao peso (biomassa fresca) e biomassa seca a maior dose diferiu das demais doses (0,015; 0,035; 0,075 e 0,15 mg L⁻¹) (Tabela 03).

Na *H. verticillata* o hidróxido de cobre promoveu 22,65% e 31,46% em 2,00 mg L⁻¹ como maior de redução da biomassa fresca (peso e comprimento) que diferiu de 0,25 e 0,50 mg L⁻¹ e, para a biomassa seca a maior redução foi também na 2,00 mg L⁻¹ que diferiu de 0,25; 0,50 e 0,75 mg L⁻¹ (Tabela 04).

O peróxido de hidrogênio (H₂O₂) proporcionou 70,10% como maior redução do peso em 80,0 mg L⁻¹, que diferiu de 10 e 2,0 mg L⁻¹; para o comprimento a maior redução foi de 46,44% (100,0 mg L⁻¹) que diferiu de 2; 10; 20 e 40,0 mg L⁻¹ e; a maior redução da biomassa seca foi de 89,88% (40,0 mg L⁻¹) que diferiu apenas de 2 e 10,0 mg L⁻¹ (Tabela 04).

Após a exposição ao cloro (Cl) as maiores reduções da biomassa fresca (peso e comprimento) foi de em 80,0 mg L⁻¹ (84,74 e 76,62%, respectivamente) que diferiu de 1; 5; 10 e 20,0 mg L⁻¹ (Tabela 04). Para o penoxsulam não ocorreu diferença entre a redução do peso, porém, quanto ao comprimento a diferença

significativa foi apenas na menor dose (0,015 mg L⁻¹); na biomassa seca teve maior redução de 74,03 % (0,30 mg L⁻¹) que diferiu apenas de 0,015 mg L⁻¹ (Tabela 04).

Quando o herbicida penoxsulam foi utilizado em mistura com o 0,2% de hidróxido de cobre promoveu 53,84% como maior redução do peso do *C. demersum* em 0,30 mg L⁻¹, que diferiu de 0,015; 0,035 e 0,150 mg L⁻¹, também na maior dose ocorreu maior redução do comprimento (4,65%), que diferiu de 0,015 mg L⁻¹, quanto a biomassa seca ocorreu diferença significativa entre a maior dose com as demais (Tabela 05). O penoxsulam + 0,2% de peróxido de hidrogênio promoveu redução da biomassa fresca (peso e comprimento) na maior dose, que diferiu das demais doses e, a redução da biomassa seca com 0,15 mg L⁻¹ diferiu das demais doses (Tabela 05).

O herbicida em mistura com o 0,1% de Cloro promoveu maior redução do peso (biomassa fresca) na dose de 0,30 mg L⁻¹ (32,24%) que diferiu apenas de 0,015 mg L⁻¹, porém não ocorreu diferença entre as doses na redução do comprimento e, quanto a biomassa seca foi avaliado a maior redução na maior dose (0,30 mg L⁻¹) (Tabela 05).

A *H. verticillata* quando exposta a mistura do herbicida penoxsulam com 0,2% de hidróxido de cobre não promoveu diferença entre as doses na redução do peso (biomassa fresca) e biomassa seca, porém, em 0,30 mg L⁻¹ (66,63%) teve diferença entre as três menores doses (Tabela 06).

O penoxsulam + 0,2% de peróxido não promoveu diferença entre as doses quanto ao peso e, na redução do comprimento e biomassa seca diferiu entre a maior dose (0,30 mg L⁻¹) e a menor (0,015 mg L⁻¹) (Tabela 06). E a mistura com 0,1% de Cloro reduziu o peso da *H. verticillata* com 0,30 mg L⁻¹ em 79,09%, que diferiu de 0,015; 0,035 e 0,075 mg L⁻¹ (-7,16; 19,73 e 27,26%, respectivamente) (Tabela 06).

Os maiores valores de redução comprimento e peso dos ponteiros da *H. verticillata* foram similares ao avaliado com o herbicida diquat para a mesma planta teste, com 89,5 e 93,5% (comprimento) e 71,2 e 78,6% (peso) em 0,2 e 1,6 mg L⁻¹, respectivamente (HENARES et al., 2011). Skogerboe et al. (2006), também observaram que a redução (95%) da parte aérea da *H. verticillata* com o diquat. Porém para o *C. demersum* a redução do comprimento e peso neste estudo foi

inferior a obtida por Garlich et al. (2016), com a mesma planta teste que foi de 100% após o uso do diquat isolado e em mistura com hidróxido e oxicloreto de cobre.

Quanto a redução da biomassa seca os valores avaliados neste estudo com o *C. demersum* foram similares (> 70%) ao avaliado por Martins et al. (2008) com 0,15; 0,30; 0,60 e 1,20 mg L⁻¹ de diquat. E superior ao avaliado por Mudge & Haller, (2010), com a redução de 50% da biomassa seca das mesmas macrófitas deste estudo nas doses 34 e 77 µg L⁻¹ do flumioxazin.

Elevadas concentrações de cobre podem ocasionar alteração na mitocôndria, desorganização e mudanças na composição de proteínas e lipídeos, inibindo a divisão de células (KUMAR et al., 2014) e a maior sensibilidade do *C. demersum* comparado a *H. verticillata* pode estar relacionado a sensibilidade interespecífica da planta.

Todavia a similaridade de sensibilidade entre as plantas ao peróxido de hidrogênio é devida esta molécula ser é um poderoso agente oxidante que interfere no processo de captação da luz solar por erodir os revestimentos protetivos do cloroplasto e clivagem da cadeia de célula (SAMUILOV et al., 2004). Assim como o cloro, a diferença entre esta formulação (dicloro-isocianurato di-hidratado) está na lenta liberação do ácido hipocloroso que aumenta a eficácia do produto (MANSUR et al., 2012).

Entre as misturas o penoxsulam +0,2% de peróxido 0,15 e penoxsulam +0,1% de cloro na dose de 0,30 mg L⁻¹ foram as que promoveram as maiores reduções da biomassa seca para as macrófitas (*C. demersum* e *H. verticillata*), estes valores não diferiram do avaliado por Shearer & Nelson (2009), com 78,2% para *H. verticillata* exposta a 10 µg L⁻¹ de penoxsulam. O penoxsulam em mistura com flumioxazin (5 + 50 µg L i.a. L⁻¹), com endotal (5 + 500 µg L i.a. L⁻¹) e com diquat (5 + 100 µg L i.a. L⁻¹) também promoveu redução superior a 75% (MUDGE, 2013).

Entre as misturas, o penoxsulam +0,2% de peróxido foi mais efetivo na redução do peso (78,48%) e comprimento (58,48%) e biomassa seca (72,84%) do *C. demersum* (Tabela 05) e 45,34%; 50,71 e 79,02% respectivamente para *H. verticillata* (Tabela 06), comparado ao H₂O₂ isolado na mesma dose (2,0 mg L⁻¹) (Tabela 03 e 04). O herbicida + 0,1% de cloro também promoveu maior redução do

peso (32,24%), comprimento (50,38%) e biomassa seca (59,20%) do *C. demersum* e da *H. verticillata* (79,09; 95,20 e 78,28%, respectivamente) (Tabela 05 e 06).

Quando comparamos as reduções da biomassa fresca (peso e comprimento) e seca das plantas é possível observar que o *C. demersum* foi mais sensível aos efeitos do hidróxido de cobre, peróxido e cloro do que a *H. verticillata* (Tabela 03 e 04). Enquanto a *H. verticillata* apresentou maior sensibilidade ao penoxsulam e cloro isolados e o herbicida em mistura com o 0,1% de cloro.

Para o *C. demersum* e *H. verticillata* não ocorreu diferença entre o uso do herbicida penoxsulam isolado e em mistura com 0,1% de o cloro na maior dose (0,30 mg L⁻¹)

3.5. Conclusão

O cloro (dicloroisocianurato de sódio di-hidratado) isolado foi o que promoveu os maiores valores de condutividade elétrica. Enquanto o hidróxido de cobre e o penoxsulam em mistura com o peróxido de hidrogênio promoveram os menores valores de oxigênio dissolvido.

O *C. demersum* apresentou maior sensibilidade ao hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e dicloroisocianurato de sódio di-hidratado. A *H. verticillata* foi sensível ao hidróxido de cobre e o herbicida penoxsulam isolado e em mistura com o peróxido de hidrogênio e dicloroisocianurato de sódio di-hidratado.

3.6. Referências

ABBOTT, W.S. A method of computing the effectiveness of an insecticide. **J. Econ. Entomol.**, v.18, p.265-267, 1925.

CEVI, A.C.; BONA, C.; CHIARA-MOÇO, M.C.; VON-LINSINGEN, L. Macrófita aquáticas do município de General Carneiro, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v.9, n.3, p.1-8, 2009.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA, **Utilização de produtos ou processos para recuperação de ambientes hídricos**. Processo: 02000.000110/2011-68, p.1-5, 2015.

COSTA, L.S. **As hidrovias interiores no Brasil**. Serviço de documento da marinha, Rio de Janeiro, 1998.

COSTA, N.V.; MARTINS, D.; MARTINS, C.C.; MARCHI, S.R.; DOMINGO, V.D. Superação de dormência de sementes de *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v.32, n.2, p.187-191, 2005.

GARLICH, N.; CRUZ, C.; SILVA, A.F.; MALASPINA, I.C.; FERREIRA, R. G.; TEDESQUE, M.G.; PITELLI, R. A.; BIANCO, S. Effectiveness of diquat, copper hydroxide, copper oxychloride and their association in control of submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum*. **Planta daninha**, v.34, n.1, p.117-123, 2016.

GETTYS, L.A.; HALLER, W.T.; BEELLAUD, D. Biology and control of aquatic plant: **A best management practices handbook**. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Marietta GA, 210p, 2014.

GLOMSKI, L. M.; NETHERLAND, M. D. Efficacy of fluridone, penoxsulam and bispyribac-sodium on variable-leaf milfoil. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.46, p.193-196, 2008.

HENARES, M.N.P.; REZENDE, F.R.L.; GOMES, G.R.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. Eficácia do diquat no controle de *Hydrillaverticillata*, *Egeria densa* e *Egeria najas* e toxicidade aguda para o guaru (*Phallocerus caudimaculatus*), em condições de laboratório. **Planta Daninha**, v.29, n.2, p.279-285, 2011.

HENDERSON, C.F.; TILTON, E.W. Tests with acaricides against the brow wheat mite. **J. Econ. Entomol.**, v.48, n.2, p.157-161, 1955.

HENDERSON, J.E.; KIRK, J.P.; LAMPRECHT, S.D.; HAYES, W.E. Economic impacts of aquatic vegetation to angling in two south carolina reservoirs. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.41; p.53-56, 2003.

HOFSTRA, D. E.; CLAYTON, J. S.; GETSINGER, K. D. Evaluated of selected herbicides for the control of submerged weeds in New Zealand: II. The effects of turbidity on diquat and endothall efficacy. **J. Aquat. P. ant Manage.**, v.39, 25-27, 2001.

JOHNSON, T.C.; MARTIN, T.P.; MANN, R.K.; POBANZ, M.A. Penoxsulam-structure-activity relationship of triazolopyrimidine sulfonamides. **Biorganic & Medicinal Chemistry**, v.17, p.4230-4240, 2009.

KNAUERT, S.; SINGER, H.; HOLLENDER, J.; KNAUER, K. Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. **Environmental Pollution**, v.158, p.167-174, 2010.

KOSCHNICK, T. J.; NETHERLAND, M. D.; HALLER, W. T. Effect of three ALS-inhibitors on five emergent native plant species in Florida. **J. Aquatic. Plant Manage.**, n.45, p.47-51, 2007.

KUMAR, K. S.; DAHMS, H. U.; LEE, J. S.; KIM, H. C.; LEE, W. C.; SHIN, K. H. algal photosynthetic responses to toxic metals and herbicides assessed by chlorophyll a fluorescence. **Ecotoxicol. Environ. Safety**, V. 104, n. 1, p. 51-71, 2014.

LOMBARDO, P.; COOKE, D. *Ceratophyllum demersum* – phosphorus interactions in nutrient enriched aquaria. **Hydrobiologia**, v.497, p.79-90, 2003.

MALASPINA, I. C.; CRUZ, C.; GARLICH, N.; BIANCO, S.; PITELLI, R. A. Effectiveness of diquat, both isolated and associated with copper sources in controlling the *Hydrilla verticillata* submerged macrophytes and *Ankistrodesmus gracilis* microphyte. **Planta Daninha**, v.35, p.1-8, 2017

MANSUR, M. C. D.; SANTOS, C. P.; PERERIRA, D.; PADULA-PAZ, I. C.; ZURITA, M. L. L.; RODRIGUEZ, M. T. R.; NEHRKE, M. V. BERGONCI, P. E. A. **Moluscos límnicos invasores no Brasil: Biologia, prevenção e controle** – Porto Alegre: Redes Editora, 2012. 412p.

MARTINS, D.; COSTA, N.V.; DOMINGOS, D.V.; RODRIGUES, A.C.P.; CAARVALHO, F.T. Efeito do período de exposição a concentrações de diquat no controle de plantas de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v.26, n.4, p.865-874, 2008.

MUDGE, C. R.; HALLER, W. T. Effect of pH on submersed aquatic plant response to flumioxazin. **J. Aquat. Plant Manage.**, 48: 30-34, 2010.

MUDGE, C.R. Impact of aquatic combination on non-target submersed plant. **J. Aquat. Plant Manage.** 51: 39-44, 2013

NAWROCKI, J.J.; RICHARDSON, R.J.; HOYLE, S.T. Monoecious hydrilla tuber dynamic following various management regimes on four North Carolina reservoirs. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.54, p.12-19, 2016.

PASCHOALATO, C.F.P.R.; TRIMAILOVAS, M.R.; BERNARDO, L.D. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós cloração em água contendo substancia húmicas. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.13, p.313-322, 2008.

PENNINGTON, T. G.; SKOGERBOE, J. G.; GETSINGER, K. D. Herbicide/copper combinations for improved control of *Hydrilla verticillata*. **J. Aquatic. Plant Manage.**, v.39, p.56-58, 2001.

PEREIRA, W.S.; FREIRE, R.S. Ferro zero: Uma nova abordagem para o tratamento de águas contaminadas com compostos poluentes. **Química Nova**, v.28, n.1, p.130-136, 2005.

PITELLI, R.A.; BISIGATTO, A.T.; KAWAGUCHI, I.; PITELLI, R.L.C.M. Doses e horários de aplicação do diquat no controle e *Eichhornia crassipes*. **Planta Daninha**, v.29, n.2, p.269-277, 2011.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbicidas**. 6. ed. Londrina: 2011. 697p.

Samuilov, V. D., Timofeev, K. N., Sinitsyn, S. V., and Bezryadnov, D. V. H₂O₂-induced inhibition of photosynthetic O₂ evolution by *Anabaena variabilis* cells. **Biochemistry (Moscow)**, v.69, n.8, p.926–933, 2004.

SHEARER, J. F.; NELSON, L. S. **Combining ALS-inhibiting herbicide with the fungal pathogen *Mycoleptodiscus terrestris* for control of hydrilla**. Engineer Research and Development Center Vicksburg ms Environment Lab, 2009

SKOGERBOE, J. G.; GETSINGER, K. D.; GLOMSKI, L. A. M. Efficacy of diquat on submersed plants treated under simulated flowing water conditions. **J. Aquat. Plant Manage.**, 44: 122-125, 2006.

TRUE-MEADOWS, S.; HAUG, E.J.; RICHARDSON, R.J. Monoecious hydrilla – a review of the literature. **J. Aquat. Plant Manage.** v.54, p.1-11, 2016.

WENDT-RASCH, L.; PIIRZADEH, P.; WOIN, P. Effects of metsulfuron methyl and cypermethrin exposure on freshwater model ecosystems. **Aquatic Toxicology**, v.63, p.243-256, 2003.

WERSAL, R. M.; MADSEN, J. D. Combination of penoxulam and diquat as foliar applications for control of waterhyacinth and common salvinia: Evidence of herbicide antagonism. **J. Aquat. Plant Manage.**, v. 48, n. 1, p. 21-25, 2010.

Lista de tabelas

Tabela 01. Eficácia de controle visual das plantas *C. demersum/H verticillata* expostas a produtos químicos, Jaboticabal/SP – 2017.

| Plantas | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de controle (%) | | | | | | |
|-----------------------|--------------------------------|-----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | 3 | 7 | 15 | 21 | 30 | 45 | 60 |
| Hidróxido de cobre | 0,25 | 0/0 | 4/0 | 4/14 | 4/14 | 16/14 | 16/20 | 20/20 |
| | 0,50 | 0/0 | 15/10 | 15/30 | 15/30 | 28/30 | 39/30 | 84/33 |
| | 0,75 | 0/0 | 20/13 | 20/31 | 26/60 | 80/60 | 81/60 | 96/60 |
| | 1,00 | 0/0 | 33/20 | 33/38 | 33/70 | 82/70 | 82/78 | 92/84 |
| | 2,00 | 0/0 | 32/23 | 32/47 | 32/73 | 91/73 | 91/89 | 97/92 |
| Peróxido de hidróxido | 2,0 | 0/0 | 0/5 | 5/5 | 5/5 | 5/5 | 5/5 | 5/5 |
| | 10,0 | 13/0 | 19/22 | 19/20 | 25/5 | 37/5 | 42/5 | 52/5 |
| | 20,0 | 25/20 | 41/49 | 41/50 | 73/20 | 72/13 | 77/16 | 69/38 |
| | 40,0 | 62/20 | 77/62 | 77/60 | 75/30 | 77/19 | 82/19 | 77/67 |
| | 60,0 | 72/25 | 82/65 | 82/70 | 82/40 | 82/48 | 85/48 | 79/76 |
| | 80,0 | 81/40 | 84/80 | 86/80 | 82/78 | 82/66 | 88/69 | 82/79 |
| | 100,00 | 83/45 | 87/84 | 89/85 | 95/87 | 85/73 | 88/78 | 84/72 |
| Cloro | 1 | 0/0 | 2/2 | 3/3 | 13/3 | 14/3 | 13/4 | 7/0 |
| | 5 | 1/1 | 19/10 | 43/14 | 47/14 | 47/15 | 46/27 | 31/27 |
| | 10 | 7/7 | 25/63 | 53/28 | 57/38 | 57/25 | 58/32 | 40/32 |
| | 20 | 26/10 | 42/80 | 74/65 | 66/63 | 66/60 | 75/68 | 57/68 |
| | 40 | 86/25 | 85/84 | 90/79 | 85/80 | 83/70 | 88/74 | 85/74 |
| | 60 | 89/46 | 91/82 | 88/82 | 86/85 | 86/81 | 86/79 | 87/79 |
| | 80 | 91/55 | 93/85 | 90/85 | 91/91 | 84/87 | 90/90 | 90/92 |
| Penoxsulam | 0,015 | 0/0 | 0/0 | 0/25 | 0/35 | 0/43 | 2/91 | 2/91 |
| | 0,035 | 0/0 | 0/0 | 1/23 | 1/31 | 0/53 | 4/91 | 18/91 |
| | 0,075 | 0/0 | 0/0 | 3/28 | 3/42 | 2/63 | 17/91 | 23/91 |
| | 0,15 | 0/0 | 0/0 | 3/29 | 3/38 | 5/74 | 17/91 | 24/91 |
| | 0,30 | 0/0 | 0/0 | 8/27 | 8/37 | 22/69 | 49/91 | 83/91 |

Tabela 02. Eficácia de controle visual do *C. demersum*/*H. verticillata* expostas ao penoxsulam e em mistura com o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e cloro durante o período experimental, Jaboticabal/SP – 2017.

| Plantas | Doses (mg L ⁻¹) | Controle (%) | | | | | | |
|--|--------------------------------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | 3 | 7 | 15 | 21 | 30 | 45 | 60 |
| Penoxsulam+ 0,2% Hidróxido de cobre | 0,015 | 0/0 | 0/6 | 4/8 | 4/8 | 8/11 | 12/28 | 23/24 |
| | 0,035 | 0/0 | 0/10 | 6/13 | 8/8 | 8/8 | 12/56 | 30/33 |
| | 0,075 | 0/0 | 0/11 | 5/12 | 5/10 | 12/12 | 32/55 | 30/45 |
| | 0,15 | 0/0 | 0/13 | 6/13 | 12/15 | 12/24 | 46/78 | 54/69 |
| | 0,30 | 0/0 | 0/11 | 13/18 | 22/22 | 22/33 | 85/86 | 85/79 |
| Penoxsulam + 0,2% de Peróxido de hidrogênio | 0,015 | 0/0 | 0/7 | 6/8 | 8/8 | 12/8 | 14/28 | 14/71 |
| | 0,035 | 0/0 | 0/10 | 5/14 | 12/14 | 12/10 | 9/56 | 20/85 |
| | 0,075 | 0/0 | 0/10 | 5/18 | 12/14 | 13/16 | 28/55 | 35/87 |
| | 0,15 | 0/0 | 3/20 | 10/33 | 13/39 | 13/39 | 42/88 | 55/92 |
| | 0,30 | 0/0 | 17/21 | 18/44 | 20/48 | 38/50 | 77/86 | 78/96 |
| Penoxsulam + 0,1% Cloro | 0,015 | 0/0 | 0/5 | 0/5 | 5/6 | 12/15 | 18/40 | 13/44 |
| | 0,035 | 0/0 | 0/5 | 5/14 | 4/8 | 6/16 | 14/47 | 17/67 |
| | 0,075 | 0/0 | 0/10 | 5/27 | 9/13 | 12/31 | 27/70 | 22/84 |
| | 0,15 | 0/0 | 0/10 | 5/30 | 23/19 | 26/60 | 41/86 | 63/93 |
| | 0,30 | 0/0 | 0/17 | 5/30 | 28/58 | 28/78 | 48/93 | 78/98 |

Tabela 03. Efeitos do hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio, cloro e penoxsulam sobre a porcentagem de redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca do *C. demersum*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------|-------------------|
| | | Biomassa fresca (%) Peso | Comprimento | Biomassa seca (%) |
| Hidróxido de cobre | 0,25 | 23,54 b | 8,47 b | 20,63 b |
| | 0,50 | 69,74 a | -0,92 b | 73,62 a |
| | 0,75 | 80,82 a | 28,70 ab | 78,46 a |
| | 1,00 | 76,92 a | 52,43 ab | 87,13 a |
| | 2,00 | 93,36 a | 76,50 a | 93,46 a |
| F.tratamento | | 5,82** | 2,97* | 7,60** |
| c.v. | | 39,43 | 136,72 | 33,38 |
| d.m.s | | 32,30 | 53,71 | 31,03 |
| Peróxido de hidróxido | 2,0 | -13,12 d | -30,73 d | -1,06 c |
| | 10,0 | 15,68 c | -12,81 cd | 17,81 c |
| | 20,0 | 66,40 b | 1,52 bc | 71,61 b |
| | 40,0 | 78,69 ab | 16,47 ab | 83,67 ab |
| | 60,0 | 86,04 ab | 21,79 ab | 85,42 ab |
| | 80,0 | 82,94 ab | 14,95 ab | 85,36 ab |
| | 100,0 | 89,17 a | 37,16 a | 91,88 a |
| F.tratamento | | 29,57** | 6,90** | 32,41** |
| c.v. | | 31,28 | 308,27 | 26,04 |
| d.m.s | | 21,26 | 24,96 | 18,95 |
| Cloro | 1,0 | -14,91 | 1,06 c | 23,08 e |
| | 5,0 | 31,84 c | 3,02 c | 54,37 d |
| | 10,0 | 61,05 bc | 7,46 c | 70,08 cd |
| | 20,0 | 73,50 ab | 16,71 bc | 76,45 bc |
| | 40,0 | 95,12 a | 39,04 ab | 96,05 a |
| | 60,0 | 97,97 a | 40,45 ab | 93,42 ab |
| | 80,0 | 94,15 a | 50,54 a | 92,87 ab |
| F.tratamento | | 15,92** | 5,05** | 19,40** |
| c.v. | | 40,73 | 98,03 | 20,34 |
| d.m.s | | 29,92 | 25,08 | 17,24 |
| Penoxsulam | 0,015 | 12,45 b | 3,26 b | 14,93 b |
| | 0,035 | 21,00 ab | 2,90 b | 23,82 b |
| | 0,075 | 26,00 ab | -5,92 b | 25,89 b |
| | 0,150 | 21,60 ab | 11,27 b | 27,71 b |
| | 0,300 | 42,81 a | 48,89 a | 67,96 a |
| F.tratamento | | 1,43ns | 7,41** | 4,74** |
| c.v. | | 92,71 | 159,88 | 72,47 |
| d.m.s | | 27,31 | 22,96 | 27,67 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

Tabela 04. Efeitos do hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio, cloro e penoxsulam sobre a porcentagem de redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca da *H. verticillata*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|-----------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------|-------------------|
| | | Biomassa fresca (%) Peso | Comprimento | Biomassa seca (%) |
| Hidróxido de cobre | 0,25 | -117,95 c | 5,65 b | 8,84 c |
| | 0,50 | -80,06 bc | 2,35 b | 16,64 c |
| | 0,75 | -18,10 ab | 7,48 ab | 53,73 b |
| | 1,00 | 11,85 a | 23,30 ab | 69,06 ab |
| | 2,00 | 22,65 a | 31,46 a | 77,26 a |
| F.tratamento | | 4,24** | 2,35ns | 17,82** |
| c.v. | | -198,67 | 143,85 | 36,23 |
| d.m.s | | 85,81 | 24,03 | 21,56 |
| Peróxido de hidróxido | 2,0 | -8,98 c | -74,94 d | -17,69 b |
| | 10,0 | 1,27 bc | -65,43 d | 13,11 b |
| | 20,0 | 47,53 ab | 4,95 bc | 68,56 a |
| | 40,0 | 64,67 a | 3,81 c | 89,88 a |
| | 60,0 | 50,46 ab | 44,17 abc | 88,38 a |
| | 80,0 | 70,10 a | 44,40 ab | 89,78 a |
| | 100,0 | 66,54 a | 46,44 a | 78,75 a |
| F.tratamento | | 3,30* | 13,42** | 13,69** |
| c.v. | | 104,58 | 7073,07 | 48,81 |
| d.m.s | | 51,06 | 40,48 | 33,57 |
| Cloro | 1,0 | 17,62 d | -3,19 c | -10,38 b |
| | 5,0 | 37,60 cd | -6,65 c | 70,90 a |
| | 10,0 | 46,47 c | 7,45 c | 82,91 a |
| | 20,0 | 55,88 bc | 35,86 b | 92,24 a |
| | 40,0 | 58,61 abc | 58,89 ab | 77,67 a |
| | 60,0 | 83,15 ab | 65,64 a | 93,75 a |
| | 80,0 | 84,74 a | 76,62 a | 90,01 a |
| F.tratamento | | 6,04** | 13,52** | 6,52** |
| c.v. | | 43,65 | 68,75 | 49,77 |
| d.m.s | | 28,07 | 27,01 | 41,42 |
| Penoxsulam | 0,015 | 53,80 a | 68,60 b | 49,17 b |
| | 0,035 | 43,73 a | 88,14 a | 51,65 ab |
| | 0,075 | 48,75 a | 92,33 a | 74,86 a |
| | 0,150 | 53,80 a | 92,29 a | 64,66 ab |
| | 0,300 | 50,82 a | 93,56 a | 74,03 a |
| F.tratamento | | 0,23ns | 28,67** | 2,11ns |
| c.v. | | 63,74 | 5,51 | 32,41 |
| d.m.s | | 35,78 | 5,70 | 24,23 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

Tabela 05. Efeitos do penoxsulam em mistura com o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e com o cloro sobre a porcentagem de redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca do *C. demersum*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|---|--------------------------------|------------------------|-------------|----------------------|
| | | Biomassa fresca (%) | | Biomassa seca (%) |
| | | Peso | Comprimento | |
| Penoxsulam+0,2% de Hidróxido de cobre | 0,015 | -30,79 b | -35,93 b | -59,17 b |
| | 0,035 | -12,20 b | -25,27 ab | -24,38 b |
| | 0,075 | 6,34 ab | -11,48 ab | -44,82 b |
| | 0,150 | -4,01 b | -10,69 ab | 20,51 ab |
| | 0,300 | 53,84 a | 4,65 a | 83,40 a |
| F.tratamento | | 3,25* | 1,69ns | 3,36* |
| c.v. | | 1634,97 | -185,10 | -1566,04 |
| d.m.s | | 51,22 | 34,65 | 91,84 |
| Penoxsulam+0,2% de Peróxido de hidrogênio | 0,015 | 32,02 b | 14,83 c | 3,66 b |
| | 0,035 | 39,68 b | 24,68 bc | 18,01 b |
| | 0,075 | 32,99 b | 29,89 bc | 22,07 b |
| | 0,150 | 52,41 b | 36,86 b | 72,84 a |
| | 0,300 | 78,48 a | 58,52 a | 3,66 b |
| F.tratamento | | 4,80** | 5,52* | 7,05** |
| c.v. | | 45,84 | 51,85 | 103,11 |
| d.m.s | | 25,68 | 20,32 | 30,51 |
| Penoxsulam+0,1% de Cloro | 0,015 | -58,23 b | 9,04 a | 13,80 b |
| | 0,035 | -4,02 ab | -20,65 a | 17,54 b |
| | 0,075 | 4,24 a | -2,83 a | 17,74 b |
| | 0,150 | 11,56 a | 12,75 a | 35,89 ab |
| | 0,300 | 32,24 a | 50,37 a | 59,29 a |
| F.tratamento | | 3,12* | 0,88ns | 4,36** |
| c.v. | | -1646,57 | 702,19 | 77,53 |
| d.m.s | | 55,66 | 81,30 | 26,60 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

Tabela 06. Efeitos do penoxsulam em mistura com o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e com o cloro sobre a porcentagem de redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca do *H. verticillata*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|---|--------------------------------|------------------------|-------------|----------------------|
| | | Biomassa fresca (%) | | Biomassa seca (%) |
| | | Peso | Comprimento | |
| Penoxsulam+0,2% de Hidróxido de cobre | 0,015 | -4,89 a | 34,74 b | 17,39 a |
| | 0,035 | 1,67 a | 28,30 b | 20,04 a |
| | 0,075 | -11,24 a | 35,46 b | 26,79 a |
| | 0,150 | -2,26 a | 43,38 ab | 32,34 a |
| | 0,300 | -15,23 a | 66,63 a | 34,32 a |
| F.tratamento | | 0,27ns | 2,16ns | 0,34ns |
| c.v. | | -507,68 | 55,56 | 119,14 |
| d.m.s | | 38,57 | 27,14 | 37,08 |
| Penoxsulam+0,2% de Peróxido de hidrogênio | 0,015 | 28,54 a | -4,47 b | 39,24 b |
| | 0,035 | 38,14 a | 19,33 ab | 66,86 ab |
| | 0,075 | 37,17 a | 22,55 ab | 57,61 ab |
| | 0,150 | 45,34 a | 38,14 a | 66,37 ab |
| | 0,300 | 35,23 a | 50,71 a | 79,02 a |
| F.tratamento | | 0,61ns | 3,44* | 2,02ns |
| c.v. | | 51,21 | 109,02 | 41,12 |
| d.m.s | | 22,46 | 32,73 | 30,23 |
| Penoxsulam+0,1% de Cloro | 0,015 | -7,16 c | 42,83 b | 15,91 b |
| | 0,035 | 19,73 bc | 52,32 b | 13,52 b |
| | 0,075 | 27,26 bc | 78,81 a | 40,10 ab |
| | 0,150 | 38,74 ab | 78,47 a | 48,43 ab |
| | 0,300 | 79,09 a | 95,20 a | 78,28 a |
| F.tratamento | | 4,29** | 12,66** | 3,93* |
| c.v. | | 118,10 | 21,20 | 83,54 |
| d.m.s | | 42,35 | 17,53 | 38,99 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

CAPÍTULO 4 – EFICÁCIA DE COMPOSTOS QUÍMICOS APLICADOS ISOLADOS E EM MISTURA NO CONTROLE DO *Egeria densa* E *Egeria najas*

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar a eficácia dos produtos químicos hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio, dicloro isocianurato de sódio di-hidratado e penoxsulam isolados e em mistura como penoxsulam+0,2% de hidróxido de cobre, penoxsulam+0,2% do peróxido de hidrogênio e penoxsulam+0,1% do dicloroisocianurato de sódio di-hidratado, no controle das macrófitas submersas *Egeria najas* e *Egeria densa* e seus efeitos nas variáveis de qualidade da água (condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH e temperatura). Para tanto, foram testados 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 2,0 mg L⁻¹ de hidróxido de cobre, 2,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0; 80,0 e 100 mg L⁻¹ do peróxido e 1,0; 5,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0 e 80,0 mg L⁻¹ do cloro. Para o penoxsulam isolado e em mistura foi utilizado 0,015; 0,035; 0,075; 0,15 e 0,30 mg L⁻¹, todos com seis réplicas durante 60 dias, em delineamento inteiramente casualizado (DIC). A avaliação visual de controle foi realizada de acordo com escala de notas (0-100%), porcentagem de redução da clorofila *a* e alteração na condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH e temperatura em 3; 7; 15; 21; 30; 45 e 60 DAA. A redução da biomassa fresca (peso e comprimento) e seca foi mensurada no final do período experimental. Todos os produtos químicos promoveram eficácia de controle visual acima de 80%. Porém, apenas o hidróxido de cobre, peróxido e cloro isolados foram eficazes (>80%) na redução da biomassa fresca e seca da *E. najas* e *E. densa*, enquanto o penoxsulam isolado e em mistura não foram eficazes (<80%), exceto o penoxsulam + 0,2% de peróxido que atingiu 80,08% de redução da biomassa seca da *E. densa*. O penoxsulam isolado e na mistura penoxsulam +0,2% de hidróxido de cobre foram os que menos alteraram a condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Assim, conclui-se que o hidróxido de cobre, peróxido e cloro foram mais eficazes no controle das macrófitas *E. najas* e *E. densa* do que o penoxsulam isolado e em mistura em condição de bioensaio.

Palavra-chave: Controle químico, hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio, dicloro-isocianurato de sódio di-hidratado; *Egeria najas*, *Egeria densa*

4.1. Introdução

As macrófitas aquáticas submersas *Egeria densa* e *Egeria najas* (Planch) são enraizadas, dióicas e nativas da América do Sul que tem sua reprodução por sementes e por fragmentação do caule (COOK & URMI-KONIG, 1984). *E. densa* possui ampla disseminação pelas regiões tropicais e subtropicais do mundo (COOK & URMI-KONIG, 1984; ARRILO et al., 2006) e a *E. najas* tem promovido diversos impactos ambientais negativos nos corpos hídricos brasileiros (COOK & URMI-KONIG, 1984; KAHARA & VERMAAT, 2003; PITELLI et al., 2008).

As extensas e densas colonizações das macrófitas submersas alteram os padrões de qualidade da água, criam as condições adequadas para instalação de organismos vetores de doenças humanas, afetam a dinâmica de geração de energia elétrica, causam prejuízos na produção e captura de peixes; reduzem a capacidade de armazenamento e durabilidade de represas e limita e/ou reduz a intensidade luminosa os organismos limnicos (MIRANDA et al., 2007; PITELLI et al., 2008).

O Brasil dispõe de respaldo legal para intervenção nos corpos hídricos com produtos e processos para a recuperação de ambientes aquáticos infestados por colonizações de macrófitas aquáticas pela resolução CONAMA, nº 467, de 16 de julho de 2015, publicada na DOU, nº 137, de 17 de julho de 2015, que fornece subsídios jurídicos para as formas de manejo (físico, biológico, mecânico e químico) (CONAMA, 2015).

Em alguns países como Estados Unidos, Austrália e Canadá o controle químico com o herbicida glyphosate, diquat, 2,4-D, imazamox, carfentrazone, endotall, triclopyr, imazapir, fluridone e fontes de cobre são frequentemente utilizados (GETTYS et al., 2014), porém no Brasil embora o manejo de macrófitas tenha respaldo legal, ainda não tem produtos químicos registrado para uso.

O que torna necessários os estudos de eficácia desses produtos químicos, assim como de novas moléculas com ação herbicida ou com mistura de moléculas existentes com a finalidade de aumentar o espectro de controle de macrófitas, como observado por Hofstra & Clayton, (2001) e Tanaka et al. (2002) com o herbicida fluridone para *Hydrilla verticillata*, *E. najas* e *E. densa*; Pennington et al. (2001) com mistura de herbicida endotall com cobre para *H. verticillata*; Glomski & Netherland (2008) com o penoxsulam e bispiribac-sodium para o *Miryophyllum aquaticum*;

Knauert et al. (2010) com atrazina, isoproturon e diuron para *Egeria*; Henares et al. (2011), Garlich et al. (2016) e Malaspina et al. (2017) com o diquat para *E. najas* e *E. densa*, *Ceratophyllum demersum* e *H. verticillata*.

Dentre os produtos químicos com potencial para serem utilizados no controle de macrófitas pode-se destacar: o penoxsulam, pertencente ao grupo químico das triazolopirimidinas sulfonamidas, este produto é sistêmico com amplo espectro de ação, que atua na inibição da enzima acetolactato sintase (ALS), responsável pela síntese de aminoácido de cadeia ramificada, valina, leucina e isoleucina (JOHNSON et al., 2009).

Tem-se o cobre que é um elemento essencial para crescimento de plantas, que atua como co-fator de enzimas ou constituintes de algumas proteínas, porém, em elevadas concentrações interfere na biossíntese de proteínas, alteração na instabilidade da membrana fotossintética e pode elevar as formas de radicais de oxigênio livres tóxicos na planta (YRUELA, 2005). Bem como o peróxido de hidrogênio é um agente oxidante no qual a sua degradação é convertida em água e oxigênio sem outro elemento residual, esta molécula atua na inibição da transferência de elétrons fotossintético (DRÁBKOVÁ et al., 2007) e o cloro orgânico (dicloro isocianurato de sódio di-hidratado) que possui sua ação oxidante controlada pelo ácido hipocloroso (HOCl), que interage com a matéria orgânica, oxidando-a, sendo que o dicloro funciona como armazenadores de ácido hipocloroso (HOCl), liberando-o lentamente pois cada molécula libera duas moléculas de HOCl (MANSUR et al., 2012).

A utilização de herbicidas em mistura a compostos algicidas, como o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio ou com o cloro, pode permitir que o controle seja evidenciado nos primeiros dias após aplicação, sendo que o herbicida penoxsulam necessita de um período relativamente longo em contato com a planta (> que 45 dias) (SHEARER & NELSON, 2009; GETTYS et al., 2014).

4.2. Objetivo

O presente capítulo tem como objetivo avaliar o efeito do penoxsulam, hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e do cloro isolados e em mistura (penoxsulam+0,2% hidróxido de cobre; penoxsulam+0,2% peróxido de hidrogênio e

penoxsulam+0,1% cloro), no controle de *E. densa* e *E. najas* em condição de bioensaio.

4.3. Material e métodos

Os produtos utilizados foram o herbicida penoxsulam (24%), hidróxido de cobre (53,74%) peróxido de hidrogênio (50%) e o dicloro isocianurato de sódio di-hidratado (55%).

O cultivo do *E. najas* e da *E.densa* foi realizado em caixas com capacidade de 1000 litros, com substrato de fundo formado por areia grossa, adubo orgânico e solo (1:1:2 vv⁻¹) e fluxo contínuo de água de abastecimento local.

Após 45 dias de cultivo, foram coletados ponteiros de *E. najas* e *E. densae* em seguida os mesmos foram levemente pressionados contra papel-filtro para retirar o excesso de água e pesados em balança de precisão. Para cada unidade experimental foi utilizado três ponteiros de 13 cm de comprimento que foram transferidos para frascos plásticos transparentes com 1000 ml de água mais 130 ml de solução nutritiva de Hoagland's, por 24 horas em condição controlada de temperatura $25,0 \pm 2,0$ °C e fotoperíodo (12h a 1000 lux). Em seguida, foi realizada a aplicação dos produtos químicos em 170 ml de água, no total de 1300 ml cada unidade experimental.

Foram testadas as seguintes concentrações do hidróxido de cobre 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 2,0 mg L⁻¹; do peróxido de hidrogênio 2,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0; 80,0 e 100 mg L⁻¹ e do dicloro isocianurato de sódio di-hidratado (cloro) 1,0; 5,0; 10,0; 20,0; 40,0; 60,0 e 80,0 mg L⁻¹. Para o penoxsulam isolado, e em mistura penoxsulam + 0,2% de hidróxido de cobre, penoxsulam + 0,2% de peróxido de hidrogênio e penoxsulam + 0,1% de dicloroisocianurato de sódio di-hidratado foi utilizado 0,015; 0,035; 0,075; 0,15 e 0,30 mg L⁻¹. Os testes foram realizados todos com delineamento inteiramente casualizado (DIC) e seis repetições.

4.3.1. Avaliação de eficácia e das variáveis de qualidade de água

A eficácia de controle foi avaliada por notas de controle visuais, atribuídas segundo adaptação de Garlich et al. (2016). As avaliações foram realizadas aos 3; 7; 15; 30; 45 e 60 dias após aplicação (DAA), e ao final do período experimental (60

DAA) os ponteiros foram avaliados quanto ao acúmulo de biomassa fresca com peso (g) e comprimento (cm) e biomassa seca seguida foi realizada a secagem da massa seca (g) das plantas em estufa de secagem, a 70 °C.

Foi mensurado as variáveis físico-químicas da água (temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH) com sonda multiparâmetro em 3; 7; 15; 21; 30; 45 e 60 DAA, com avaliação em triplicata.

4.3.2. Análise dos dados

Os valores de redução no acúmulo de biomassa fresca (peso e comprimento) foram transformados em porcentagem de acordo com fórmula adaptada de Henderson & Tilton (1955) e os valores de biomassa seca (gramas) foram transformados em porcentagem de redução de acordo com Abbott (1925). Os dados de redução da biomassa fresca e seca foram submetidos a análise de variância pelo teste F e suas médias comparadas pelo teste de T.Student com 5% de probabilidade.

4.4. Resultados e discussão

4.4.1. Avaliação da eficácia visual de controle

Na avaliação de eficácia visual de controle das macrófitas *E. najas* e *E. densa* foi observado controle acima de 80% (controle satisfatório) após exposição ao hidróxido de cobre (0,50; 0,75; 1,00 e 2,00 mg L⁻¹), peróxido (40; 60; 80 e 100 mg L⁻¹) e cloro (40; 60 e 80 mg L⁻¹) isolados e, a mistura penoxsulam +0,2% de peróxido (0,30 mg L⁻¹). Porém a mistura penoxsulam +0,1% de cloro (0,30 mg L⁻¹) promoveu controle satisfatório apenas da *E. densa*. O controle do penoxsulam isolado e em mistura neste estudo, foram inferiores a observada em 0,5 e 1,0 mg L⁻¹ de diquat com 100% da *E. najas* e, similar a 88,2% para *E. densa* aos 17 DAA (MARTINS et al., 2007).

O peróxido e cloro isolados embora tenham promovido controle satisfatório (acima de 80%) para as macrófitas, foi observado efeito mais acentuado na *E. najas* comparado a *E. densa*. Este efeito também foi observado por Tanaka et al. (2002) com o diuron, glyphosate (Rodeo® e Roundup®), atrazina, lactofen, molinate,

oxadiazon, oxyflourfen, quinclorac e sulfosate. Martins et al. (2007), avaliaram o controle do herbicida fluridone na dose 3 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ e observaram que a *E. najas* sofreu maior controle (igual e superior a 80%) comparado a *E. densa* em 90 DAA.

4.4.2. Mensuração das variáveis física químicas de qualidade da água

Nos testes das variáveis de qualidade da água da *E. najas*, a ordem dos maiores valores de condutividade elétrica foi: 408,20 > 240,30 > 206,63 > 200,33 > 187,23 > 183,63 > 114,47 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (cloro; peróxido; penoxsulam +0,2% de peróxido; penoxsulam+0,1% de cloro; penoxsulam +0,2% de hidróxido de cobre; hidróxido de cobre e penoxsulam, respectivamente), e para o oxigênio dissolvido os menores foram: 1,00 < 1,70 < 1,93 < 2,03 < 3,47 < 4,37 < 9,23 mg L^{-1} (peróxido de hidrogênio; penoxsulam +0,2% de peróxido; cloro; penoxsulam +0,1% de cloro; hidróxido de cobre; penoxsulam +0,2% de hidróxido de cobre e penoxsulam).

Para a *E. densa* os maiores valores de condutividade elétrica foram: 362,60 > 283,30 > 279,80 > 272,77 > 202,45 > 192,10 > 147,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (cloro; penoxsulam +0,1% de cloro; hidróxido de cobre; peróxido; penoxsulam +0,2% de peróxido; penoxsulam +0,2% de hidróxido de cobre e penoxsulam, respectivamente) e os menores valores de oxigênio foram: 0,87 < 0,93 < 1,47 < 1,56 < 4,93 = 4,93 < 6,93 mg L^{-1} (peróxido; cloro; hidróxido de cobre; penoxsulam +0,2% de peróxido; penoxsulam +0,2% de hidróxido de cobre; penoxsulam +0,1% de cloro e penoxsulam). Para o pH e temperatura não ocorreu grandes variações entre o valor mínimo e máximo de 6,97 a 7,17 e 24,0 a 27,0 °C, respectivamente, ambas as plantas.

O cloro foi o produto que mais elevou a condutividade nos testes com as duas plantas (*E. najas* em 45 DAA e *E. densa* em 30 DAA). Este aumento da condutividade elétrica na presença do Cl foi esperado, por esta molécula na forma de íon cloreto (Cl^-) ser um dos principais ânions inorgânicos (PASCHOALATO et al., 2008).

E o que mais reduziu o oxigênio dissolvido foi o peróxido de hidrogênio para as macrófitas (3 DAA), este fato ocorreu provavelmente devido a quebra do peróxido em água (H_2O) e oxigênio (O_2) que em elevada concentração não permaneceu disponível no meio como oxigênio dissolvido e volatizou, assim como

pode ter promovido elevados danos ao contato com a matéria orgânica, e o processo de degradação das plantas utilizar oxigênio dissolvido pelos microorganismos, reduzindo sua concentração (MATTOS et al., 2003; PEREIRA & FREIRE, 2005).

O herbicida penoxsulam isolado foi que menos alterou os padrões de qualidade da água, comparado aos demais produtos.

4.4.3. Avaliação da redução do acúmulo de biomassa fresca e secadas plantas

Na avaliação da biomassa fresca (comprimento) da *E. najas* não ocorreu diferença entre as concentrações, quando exposta ao hidróxido de cobre; a maior redução em 2,00 mg L⁻¹ foi de 67,49% que diferiu da dose de 0,25 mg L⁻¹ (Tabela 01). Quanto à redução da biomassa seca as maiores reduções foram de 94,95 e 91,65% nas maiores doses (Tabela 01).

Após a exposição da *E. najas* ao peróxido de hidrogênio as maiores reduções da biomassa fresca (peso) e seca foram avaliadas em 40,0; 60,0; 80,0 e 100,0 mg L⁻¹ (92,58; 97,37 e 100,00% e 96,95; 99,20 e 100,00%, respectivamente), e do comprimento (biomassa fresca) nas maiores doses 80 e 100,00 mg L⁻¹ (84,83 e 85,98%) que diferiram de 2,0; 10,0; 20,0 e 40,0 mg L⁻¹ (Tabela 01). A redução mais acentuada após exposição ao cloro foi avaliada em 60 e 80 mg L⁻¹, que diferiram de 1,0; 5,0; 10,0 e 20,0 mg L⁻¹ (Tabela 01).

Não foi avaliada diferença entre as doses na redução do peso pertencente à biomassa fresca, porém, quanto ao comprimento a maior redução foi observada em 0,30 mg L⁻¹ e, da biomassa seca foi avaliada em 0,15 e 0,30 mg L⁻¹ (Tabela 01).

A. E. densa quando exposta ao hidróxido de cobre sofreu as maiores reduções da biomassa fresca (peso) e seca nas três maiores doses (0,75; 1,00 e 2,00 mg L⁻¹), a maior redução no comprimento foi avaliado também na maior dose (2,00 mg L⁻¹) (Tabela 02).

As doses 40; 60; 80 e 100 mg L⁻¹ de peróxido promoveram as maiores reduções no peso da *E. densa*, enquanto na redução do comprimento 60; 80 e 100 mg L⁻¹ diferiram de 2,0; 10 e 20 mg L⁻¹ e as maiores doses (80 e 100 mg L⁻¹) apresentaram as reduções da biomassa seca mais acentuadas que diferiram de 2; 10; 20 e 40 mg L⁻¹ (Tabela 02).

O cloro promoveu maior redução do peso fresco e seco em 80 mg L⁻¹, que diferiu de 1; 5; 10 e 20 mg L⁻¹, enquanto a redução do comprimento foi maior na maior dose com 58,34% (Tabela 02). Quanto ao penoxsulam a redução do comprimento promovida por 0,30 mg L⁻¹ distinguiu da avaliada por 0,015 e 0,075 mg L⁻¹ e, na biomassa seca as maiores reduções em 0,015 e 0,30 mg L⁻¹ foram superiores da visualizada em 0,015 mg L⁻¹ (Tabela 02).

O uso da mistura penoxsulam + 0,2% de hidróxido de cobre promoveu na *E. najas* maior redução do comprimento (biomassa fresca) em 0,30 mg L⁻¹ que diferiu de 0,035 e 0,075 mg L⁻¹ (Tabela 03). O herbicida em mistura com o peróxido promoveu no comprimento a maior redução em 0,15 e 0,30 mg L⁻¹ que diferiu apenas de 0,015 mg L⁻¹, enquanto na biomassa seca foi de 43,69% (0,30 mg L⁻¹), que distinguiu das reduções promovidas em 0,015; 0,035 e 0,075 mg L⁻¹ (Tabela 03).

E o penoxsulam em mistura com o cloro promoveu redução da biomassa seca de 69,53% (0,15 mg L⁻¹), que diferiu das reduções promovidas por 0,015 e 0,075 mg L⁻¹ (Tabela 03).

A *E. densa* exposta a mistura do herbicida penoxsulam + 0,2% de hidróxido de cobre promoveu a redução da biomassa seca de 59,37% (0,30 mg L⁻¹) que diferiu de 4,72 e 16,26% (0,075 e 0,150 mg L⁻¹, respectivamente) (Tabela 04). O penoxsulam + 0,2% de peróxido reduziu a biomassa seca em 67,95; 80,08 e 65,18% nas doses mais elevadas (0,075; 0,15 e 0,30 mg L⁻¹, respectivamente).

E a mistura do penoxsulam + 0,1% de cloro promoveu como maior redução da biomassa fresca e seca de 59,18 e 67,52%, respectivamente (Tabela 04).

Os valores de redução da biomassa fresca (peso e comprimento) obtidos com o hidróxido de cobre para *E. densa* foram superiores ao obtido para a mesma planta teste exposta a 0,8 mg L⁻¹ de diquat com 51,51 e 84,81% de acordo com Henares et al., (2011); a eficácia de controle do peróxido de hidrogênio e cloro neste estudo para *E. najas* foram superiores também a 1,6 mg L⁻¹ de diquat obtidos pelo mesmo autor supracitado.

Os efeitos de redução do peso foram inferiores ao observado por Borges-Neto & Pitelli (2004), na *E. densa* e *E. najas* com redução da biomassa fresca superior a 90% após a exposição de inoculos fungicos do *Fusarium graminearum* com os adjuvantes Energic® e Aterbane®; de acordo com o autor a *E. densa* é mais sensível

aos adjuvantes com inoculo, comparado a *E. najas*. Contudo, neste estudo a maior sensibilidade foi avaliada para a *E. najas* comparado a *E. densa* expostas ao penoxsulam isolado e em mistura.

A redução da biomassa seca após exposição aos produtos químicos neste estudo foram similares ao diquat nas doses 0,185 e 0,37 mg L⁻¹ com redução do peso seco superior a 90% da *E. densa* e da *H. verticillata* (SKOGERBOE et al., 2006) e também ao diquat na redução da biomassa seca da *E. densa* que foi de 46,3 e 52,3% (0,075 e 0,15 mg L⁻¹) assim como 60,8 e 57,9% (0,60 e 1,20 mg L⁻¹, respectivamente), e da *E. najas* com 24,3% (0,075 mg L⁻¹) e 48,6% em concentrações de 0,15 a 1,2 mg L⁻¹ (MARTINS et al., 2008).

O herbicida penoxsulam isolado e em mistura penoxsulam + 0,2% de hidróxido de cobre e com de peróxido e com 0,1% de cloro promoveram maior redução da biomassa seca da *E. densa* comparado a *E. najas*. Os valores observados neste estudo com as Egerias foram similares ao observado com diquat e imazamox isolados (59 e 70%), nas doses de 100 e 50 µg L⁻¹, respectivamente, com 60% de redução da biomassa seca; e inferiores (85%) ao avaliado com uso do endothall, flumioxazin, penoxsulam, diquat + penoxsulam, bispiribac-sodium + diquat, diquat + flumioxazin, endothall + flumioxazin, flumioxazin + penoxsulam e imazamox + penoxsulam para o *C. demersum*, *Potamogeton nodosus* e *Potamogeton illinoensis* (MUDGE et al., 2013).

4.5. Conclusão

O uso do hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e cloro (dicloro isocianurato de sódio di-hidratado) promoveram as maiores eficácias de controle visuais, redução da biomassa fresca (peso e comprimento) e seca das macrófitas *E. najas* e *E. densa*, assim como a redução do oxigênio dissolvido quando comparado ao herbicida penoxsulam isolado e em mistura.

4.6. Referências

ABBOTT, W.S. A method of computing the effectiveness of an insecticide. **J. Econ. Entomol.**, v.18, p.265-267, 1925.

BORGES NETO, C.R.; PITELLI, R.A. Adjuvantes e herbicidas e a infectividade de *Fusarium graminearum*, agente potencial de biocontrole de *Egeria densa* e *Egeria najas*. **Planta Daninha**, v.22, n.1, p.77-83, 2004.

CARRILLO, Y.; GUARÍN, A.; GUILLOT, G. Biomass distribution, growth and decay of *Egeria densa* in a tropical high mountain reservoir (NEUSA, Colombia). **Aquatic Botany**, v.85, p.7-15, 2006.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA, **Utilização de produtos ou processos para recuperação de ambientes hídricos**. Processo: 02000.000110/2011-68, p.1-5, 2015.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB, **Determinação de clorofila a e feofitina a**: método espectrofotométrico. L5.306, 3ª edição, fev/2014, 14p.

COOK, C.; URMI-KONIG, K. A revision of the genus egeria (Hydrocaritaceae). **Aquatic Botany**, v.19, p.73-96, 1984.

DRÁBKOVÁ, M.; MATTHIJS, H.C.P.; ADMIRAAL, W.; MARSALEK, B. Selective effects of H₂O₂ on cyanobacterial photosynthesis. **Photosynthetica**, v.45, n.3, 363-369, 2007.

GARLICH, N.; CRUZ, C.; SILVA, A.F.; MALASPINA, I.C.; FERREIRA, R. G.; TEDESQUE, M.G.; PITELLI, R. A.; BIANCO, S. Effectiveness of diquat, copper hydroxide, copper oxychloride and their association in control of submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum*. **Planta daninha**, v.34, n.1, p.117-123, 2016.

GETTYS, L.A.; HALLER, W.T.; BELLAUD, M. Biology and control of aquatic plant: **A best management practices handbook**. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Marietta GA, 210p, 2014.

GLOMSKI, L. M.; NETHERLAND, M. D. Efficacy of fluridone, penoxsulam and bispyribac-sodium on variable-leaf milfoil. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.46, p.193-196, 2008.

HENARES, M.N.P.; REZENDE, F.R.L.; GOMES, G.R.; CRUZ, C.; PITELLI, R.A. Eficácia do diquat no controle de *Hydrillaverticillata*, *Egeria densa* e *Egeria najas* e toxicidade aguda para o guaru (*Phallocerus caudimaculatus*), em condições de laboratório. **Planta Daninha**, v.29, n.2, p.279-285, 2011.

HENDERSON, C.F.; TILTON, E.W. Tests with acaricides against the brow wheat mite. **J. Econ. Entomol.**, v.48, n.2, p.157-161, 1955.

HOFSTRA, D.E.; CLAYTON, J.S. Control of dioecious New Zealand *Hydrilla* using fluridone in mesocosms. **J. Aquat. Pant Manage.**, v.39, p.125-128, 2001.

JOHNSON, T.C.; MARTIN, T.P.; MANN, R.K.; POBANZ, M.A. Penoxsulam-structure-activity relationships of triazolopyrimidine sulfonamides. **Bioorganic & Medicinal Chemistry**, v.17, p.4230-4230, 2009.

KAHARA, S. M.; VERMAAT, J. E. The effect of alkalinity on photosynthesis-light curves and inorganic carbon extraction capacity of freshwater macrophytes. **Aquatic Botanic**, v.75, p.217-227, 2003.

KNAUERT, S.; SINGER, H.; HOLLENDER, J.; KNAUER, K. Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. **Environmental Pollution**, v.158, p.167-174, 2010.

KOSCHNICK, T.J.; HALLER, W.T. Effects of copper chelating agents on diquat activity in diquat resistant landoltia. **J. Aquatic. Plant Manage.**, v.44, p.125-132, 2006.

MALASPINA, I.C.; CRUZ, C.; GARLICH, N.; BIANCO, S.; PITELLI, R.A. Effectiveness of diquat, both isolated and associated with copper sources in controlling the *Hydrilla verticillata* submerged macrophytes and *Ankistrodesmus gracilis* microphyte. **Planta Daninha**, v.35, p.1-8, 2017

MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; PEREIRA, D.; PAZ, I.C.P.; ZURITA, M.L.L.; RODRIGUES, M.T.R.; NEHRKE, M.V.; BERGONCI, P.E.A. **Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Porto Alegre: Redes editora. 2012. 412p

MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do estado de São Paulo. **Planta Daninha**, v.26, n.1, p.17-32, 2008.

MARTINS, D.; TRIGUEIRO, L.R.C.; DOMINGOS, V.D.; TERRA, M.A.; COSTA, N.V. Sensibilidade de diferentes acessos de *Egeria najas* e *Egeria densa* aos herbicidas diquat e fluridone. **Planta Daninha**, v.25, n.2, p.351-358, 2007.

MARTINS, D.; COSTA, N.V.; DOMINGOS, D.V.; RODRIGUES, A.C.P.; CARVALHO, F.T. Efeito do período de exposição a concentrações de diquat no controle de plantas de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v.26, n.4, p.865-874, 2008.

MIRANDA, M.R.; COELHO-SOUZA, S.A.; GUIMARÃES, J.R.D.; CORREIRA, R.R.S.; OLIVEIRA, D. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores que afetam a metilação. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.11, p.240-251, 2007.

MATTOS, I.L.; SHIRAISHI, K.A.; BRAZ, A.D.; FERNANDES, J.R. Peróxido de hidrogênio: importância e determinação. **Química Nova**, v.26, n.3, p.373-380, 2003.

MORI, E.S.; GOUVEA, C.F.; LEITE, S.M.M.; MARINO, C.L.; MARTINS, D.; VELINI, E. Caracterização genética de populações de *Egeria najas* presentes no reservatório de Jupia e rios afluentes. **Planta Daninha**, v.17, n.2, p.217-225, 1999.

MUDGE, C.R.; HALLER, W.T. Effect of pH on submersed aquatic plant response to flumioxazin. **J. Aquat. Plant Manage.**,v.48, p.30-34, 2010.

MUDGE, C.R. Impact of aquatic combination on non-target submersed plant. **J. Aquat. Plant Manage.**,v.51, p.39-44, 2013.

NETHERLAND, M.D.; GETSINGER, K.D.; TURNER, E.G. Fluridone concentration and exposure time requirements for control of Eurasian watermilfoil and hydrilla. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.31, p.189-194, 1993.

NETHERLAND, M.D. et al. Influence of water temperature on the efficacy of diquat and endothall versus curlyleaf pondweed. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.38, p.25-32, 2000.

OLIVEIRA, N.M.B.; SAMPAIO, E.V.S.B.; PEREIRA, S.M.B.; MOURA JUNIOR, A.M. Capacidade de regeneração de *Egeria densa* nos reservatórios de Paulo Afonso, BA. **Planta Daninha**, v.23, n.2.; p.363-369, 2005.

PASCHOALATO, C.F.P.R.; TRIMAILOVAS, M.R.; BERNARDO, L.D. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peróxido e pós cloração em água contendo substancia húmicas. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.13, p.313-322, 2008.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**: alternativas para o uso múltiplo da água. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2003. 171-188 pp.

PENNINGTON, T.G.; SKOGERBOE, J.G.; GETSINGER, K.D. Herbicide/copper combinations for improved control of *Hydrilla verticillata*. **J. Aquatic. Plant Manage.**, v.39, p.56-58, 2001.

PEREIRA, W.S.; FREIRE, R.S. Ferro zero: Uma nova abordagem para o tratamento de águas contaminadas com compostos poluentes. **Química Nova**, v.28, n.1, p.130-136, 2005.

PITELLI, R.L.C.M.; TOFFANELI, C.M.; VIEIA, E.A.; PITELLI, R.A.; VELINI, E.D. Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. **Planta Daninha**, v.26, n.3, p.473-480, 2008.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasileira**, v.12, n.3, p.406-424, 2008.

SKOGERBOE, J.G.; GETSINGER, K.D.; GLOMSKI, L.A.M. Efficacy of diquat on submersed plants treated under simulated flowing water conditions. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.44, p.122-125, 2006.

SHEARER, J.F.; NELSON, L.S. **Combining ALS-inhibiting herbicide with the fungal pathogen *Mycoleptodiscus terrestris* for control of hydrilla.** Engineer Research and Development Center Vicksburg ms Environment Lab, 2009

SOCIEDADE BRASILEIRA DA CIÊNCIA DAS PLANTAS DANINHAS - SBCPD. **Procedimentos para instalação, avaliação e análise de experimentos com herbicidas:** Londrina, 1995. 42p.

TANAKA, R.H.; VELINI, E.D.; MARTINS, D.; BRONHARA, A.A.; SILVA, M.A.S.; CAVENAGHI, A.L.; TOMAZELA, M.S. Avaliação de herbicidas para o controle de egéria em laboratório, caixa-d'água e represa sem fluxo de água. **Planta Daninha**, v.20, p.73-81, 2002. Edição Especial.

YRUELA, I. Copper in plants. Brazian **Journal Plant Physiology**, v.17, n.145-156, 2005.

VELINI, E.D.; CORRÊA, M.R.; TANAKA, R.H.; BRAVIN, L.F.; ANTUNIASSI, U.R.; CARVALHO, U.R.; CARVALHO, F.T.; FALO, M.L.B.T. Avaliação operacional do controle mecânico de plantas aquáticas imersas no reservatório de Jupuíá. **Planta Daninha**, v.23, n.2, p.277-285, 2005.

VICTOR T.J., MARIMUTHUS, T.; SIVARAMAKRISHNAN, K. G. Aquatic macrophytes and the associated mosquitoes in and around Madurai City (Tamil Nadu). **Indian Journal of Malariology**, v.28, p.151-5, 1991

Lista de tabelas

Tabela 01. Efeitos do hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio, cloro e penoxsulam sobre a porcentagem de redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca da *E. najas*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|------------------------|-----------------------------|------------------------|-------------|-------------------|
| | | Biomassa fresca (%) | | Biomassa seca (%) |
| | | Peso | Comprimento | |
| Hidróxido de cobre | 0,25 | 20,29 b | -15,44 a | 10,79 b |
| | 0,50 | 43,22 ab | 0,69 a | 20,88 b |
| | 0,75 | 49,95 ab | 1,60 a | 33,79 b |
| | 1,00 | 59,10 a | -6,69 a | 91,65 a |
| | 2,00 | 67,49 a | 10,01 a | 94,95 a |
| F.tratamento | | 2,44ns | 0,26ns | 21,04** |
| c.v. | | 58,83 | -2334,83 | 42,38 |
| d.m.s | | 33,59 | 54,64 | 25,40 |
| Peróxido de hidrogênio | 2,0 | -1,22 b | -13,84 d | -9,17 c |
| | 10,0 | 4,73 b | -11,54 cd | -10,94 c |
| | 20,0 | 15,00 b | 3,04 c | 18,17 b |
| | 40,0 | 92,58 a | 82,14 b | 96,95 a |
| | 60,0 | 97,37 a | 85,43 ab | 99,20 a |
| | 80,0 | 100,00 a | 100,00 a | 100,00 a |
| | 100,0 | 100,00 a | 100,00 a | 100,00 a |
| F.tratamento | | 34,95** | 94,41** | 90,55** |
| c.v. | | 34,86 | 27,49 | 24,74 |
| d.m.s | | 23,84 | 15,89 | 16,33 |
| Cloro | 1,0 | 9,68 e | 10,39 d | 1,39 d |
| | 5,0 | 18,84 de | 12,29 d | 8,77 d |
| | 10,0 | 39,76 cd | 29,91 cd | 50,51 c |
| | 20,0 | 60,50 bc | 52,07 bc | 69,07 bc |
| | 40,0 | 80,89 ab | 64,18 ab | 82,33 ab |
| | 60,0 | 94,42 a | 84,83 a | 97,29 a |
| | 80,0 | 94,77 a | 85,98 a | 94,35 a |
| F.tratamento | | 14,28** | 11,77** | 29,30** |
| c.v. | | 39,95 | 46,88 | 30,83 |
| d.m.s | | 26,68 | 26,66 | 20,84 |
| Penoxsulam | 0,015 | -9,97 a | 3,93 b | 20,96 b |
| | 0,035 | -19,38 a | 16,79 b | 25,29 b |
| | 0,075 | -0,68 a | 21,93 b | 21,09 b |
| | 0,150 | 6,62 a | 16,42 b | 45,93 a |
| | 0,300 | 12,59 a | 47,48 a | 60,62 a |
| F.tratamento | | 1,18ns | 3,73** | 8,80** |
| c.v. | | -1330,97 | 95,66 | 42,14 |
| d.m.s | | 34,25 | 24,24 | 17,43 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

Tabela 02. Efeitos do hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio, cloro e penoxsulam sobre a porcentagem de redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca do *E. densa*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------|-------------------|
| | | Biomassa fresca (%) Peso | Comprimento | Biomassa seca (%) |
| Hidróxido de cobre | 0,25 | 48,04 c | 12,81 c | 72,93 c |
| | 0,50 | 69,54 b | 30,14 c | 88,39 b |
| | 0,75 | 88,28 a | 59,41 b | 95,82 a |
| | 1,00 | 91,08 a | 64,70 b | 98,43 a |
| | 2,00 | 98,88 a | 87,94 a | 99,79 a |
| F.tratamento | | 17,01** | 14,03** | 30,29** |
| c.v. | | 15,21 | 38,01 | 5,40 |
| d.m.s | | 14,28 | 23,05 | 5,85 |
| Peróxido de hidrogênio | 2,0 | -33,30 b | -13,92 c | -9,07 c |
| | 10,0 | -23,34 b | -5,81 bc | 2,94 c |
| | 20,0 | -6,46 b | -5,03 bc | 3,40 c |
| | 40,0 | 46,38 a | 14,12 ab | 55,93 b |
| | 60,0 | 59,18 a | 26,18 a | 73,59 ab |
| | 80,0 | 77,78 a | 33,84 a | 82,14 a |
| | 100,0 | 82,43 a | 33,20 a | 86,83 a |
| F.tratamento | | 11,36** | 5,91** | 29,17** |
| c.v. | | 122,65 | 171,13 | 44,77 |
| d.m.s | | 41,62 | 23,66 | 22,17 |
| Cloro | 1,0 | -0,46 c | 9,91 d | -1,39 e |
| | 5,0 | 5,35 c | 15,25 d | 29,41 d |
| | 10,0 | 54,93 b | 20,40 cd | 61,97 c |
| | 20,0 | 52,88 b | 25,32 bcd | 72,63 bc |
| | 40,0 | 67,97 ab | 35,76 bc | 81,83 ab |
| | 60,0 | 64,83 ab | 39,21 b | 83,21 ab |
| | 80,0 | 78,13 a | 58,34 a | 89,33 a |
| F.tratamento | | 32,36** | 8,14** | 52,35** |
| c.v. | | 28,97 | 48,82 | 19,05 |
| d.m.s | | 15,70 | 16,69 | 13,30 |
| Penoxsulam | 0,015 | 13,14 a | 14,20 b | 19,82 b |
| | 0,035 | 26,94 a | 30,86 ab | 34,97 ab |
| | 0,075 | 13,72 a | 21,68 b | 30,80 ab |
| | 0,150 | 42,39 a | 32,53 ab | 58,23 a |
| | 0,300 | 29,67 a | 49,14 a | 62,78 a |
| F.tratamento | | 0,43ns | 3,81* | 2,29ns |
| c.v. | | 180,45 | 55,60 | 72,40 |
| d.m.s | | 54,01 | 19,62 | 35,62 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

Tabela 03. Efeito do penoxsulam em mistura com o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e cloro na redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca do *E. najas*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|---|--------------------------------|-----------------------------|-------------|----------------------|
| | | Biomassa fresca (%) Peso | Comprimento | Biomassa seca (%) |
| Penoxsulam+0,2% de Hidróxido de cobre | 0,015 | 1,58 a | 10,84 ab | 42,78 a |
| | 0,035 | 29,07 a | 4,53 b | 31,61 a |
| | 0,075 | 16,41 a | 4,30 b | 44,46 a |
| | 0,150 | 22,07 a | 16,14 ab | 52,33 a |
| | 0,300 | 27,99 a | 18,23 a | 55,74 a |
| F.tratamento | | 0,65ns | 2,38ns | 0,91ns |
| c.v. | | 174,58 | 94,52 | 53,09 |
| d.m.s | | 40,33 | 12,14 | 28,65 |
| Penoxsulam+0,2% de Peróxido de hidrogênio | 0,015 | 10,73 a | -4,47 b | 1,55 b |
| | 0,035 | 9,53 a | 19,33 ab | -4,12 b |
| | 0,075 | 20,70 a | 22,55 ab | 10,65 b |
| | 0,150 | 30,42 a | 38,14 a | 20,59 ab |
| | 0,300 | 3,50 a | 50,71 a | 43,69 a |
| F.tratamento | | 1,31ns | 3,44* | 4,11* |
| c.v. | | 151,72 | 109,02 | 157,10 |
| d.m.s | | 27,02 | 32,73 | 27,04 |
| Penoxsulam+0,1% de Cloro | 0,015 | 45,07 a | 20,99 a | 47,52 c |
| | 0,035 | 62,06 a | 22,25 a | 65,20 ab |
| | 0,075 | 59,47 a | 25,69 a | 53,30 bc |
| | 0,150 | 43,19 a | 28,73 a | 69,53 a |
| | 0,300 | 64,64 a | 37,39 a | 58,78 ab |
| F.tratamento | | 0,80ns | 0,67ns | 3,47* |
| c.v | | 50,10 | 72,45 | 19,77 |
| d.m.s | | 32,64 | 23,30 | 13,84 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

Tabela 04. Efeito do penoxsulam e mistura com o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e cloro na redução do acúmulo da biomassa fresca (peso e comprimento das plantas) e seca do *E. densa*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Produtos químicos | Doses (mg L ⁻¹) | Porcentagem de redução | | |
|---|--------------------------------|-----------------------------|-------------|----------------------|
| | | Biomassa fresca (%) Peso | Comprimento | Biomassa seca (%) |
| Penoxsulam+0,2% de Hidróxido de cobre | 0,015 | 26,18 a | -0,46 a | 43,92 ab |
| | 0,035 | 10,99 a | 19,97 a | 25,74 ab |
| | 0,075 | -9,02 a | 7,07 a | 4,72 b |
| | 0,150 | 1,27 a | 2,86 a | 16,26 b |
| | 0,300 | 37,46 a | 18,42 a | 59,37 a |
| F.tratamento | | 1,11ns | 0,96ns | 2,27ns |
| c.v. | | 325,20 | 240,43 | 118,12 |
| d.m.s | | 51,74 | 27,36 | 42,14 |
| Penoxsulam+0,2% de Peróxido de hidrogênio | 0,015 | 39,86 a | 1,56 a | 26,28 b |
| | 0,035 | 22,39 a | 22,11 a | 40,01 b |
| | 0,075 | 11,09 a | 8,90 a | 67,95 a |
| | 0,150 | 13,82 a | 4,73 a | 80,08 a |
| | 0,300 | 46,19 a | 19,78 a | 65,18 a |
| F.tratamento | | 0,97ns | 1,10ns | 13,09** |
| c.v. | | 145,88 | 186,71 | 26,72 |
| d.m.s | | 46,26 | 25,35 | 17,76 |
| Penoxsulam+0,1% de Cloro | 0,015 | 4,90 b | -0,46 a | 25,70 c |
| | 0,035 | 6,50 ab | 19,97 a | 30,57 c |
| | 0,075 | 33,31 ab | 10,25 a | 33,02 bc |
| | 0,150 | 32,95 ab | 6,68 a | 59,07 ab |
| | 0,300 | 59,18 a | 22,45 a | 67,52 a |
| F.tratamento | | 1,50ns | 0,99ns | 4,11* |
| c.v. | | 164,27 | 198,51 | 52,55 |
| d.m.s | | 53,46 | 27,80 | 26,98 |

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student ($p < 0,05$); ns não significativo.

CAPITULO 5-CONTROLE QUÍMICO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS SUBMERSAS EM CONDIÇÃO DE MESOCOSMOS E SEUS EFEITOS EM ORGANISMOS NÃO ALVOS E NA QUALIDADE DA ÁGUA

Resumo: Em estudo de mesocosmos as macrófitas aquáticas submersas *Ceratophyllum demersum*, *Egeria najas*, *Egeria densa* e *Hydrilla verticillata* foram expostas ao herbicida penoxsulam (0,15 e 0,30 mg L⁻¹) e peróxido de hidrogênio (2,00 e 20,00 mg L⁻¹) isolados e em mistura (penoxsulam + 0,2% de peróxido de hidrogênio) na dose de 0,15 e 0,30 mg L⁻¹, com avaliações dos efeitos diretos de controle das plantas, assim como redução do número, peso e germinação de tubérculos da *H. verticillata* e na mortalidade dos bioindicadores (peixe e caramujos) e indiretos na qualidade da água (temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio) durante 90 dias de estudo. O peróxido de hidrogênio (20,00 mg L⁻¹) promoveu os maiores valores de controle visual até 30 DAA para as quatro plantas, nas avaliações seguintes este efeito reduziu e, foi avaliado maior controle com o penoxsulam isolado e em mistura (0,15 e 0,30 mg L⁻¹). Não ocorreu redução da biomassa seca do *C. demersum* e *E. densa* e, as maiores reduções da *E. najas* e *H. verticillata* foram avaliadas com o penoxsulam isolado e em mistura. Não ocorreu diferença no peso e número de tubérculos da *H. verticillata*, porém a germinação dos mesmos foi afetada pela mistura na dose de 0,15 mg L⁻¹. O peróxido de hidrogênio (20,00 mg L⁻¹) promoveu maior mortalidade dos peixes. Foi observado redução no oxigênio dissolvido (45 DAA) e na condutividade elétrica (60 e 90 DAA) em todos os tratamentos. Assim, conclui-se que o peróxido de hidrogênio isolado na dose de 20,0 mg L⁻¹ foi efetivo no controle das quatro plantas até 30 DAA, porém, quando avaliado no final do estudo não ocorreu diferença entre o uso do penoxsulam isolado e em mistura. A mistura na dose de 0,15 mg L⁻¹ foi a que mais reduziu a germinação dos tubérculos da *H. verticillata*.

Palavra-chave: Bioindicadores, penoxsulam, peróxido de hidrogênio, *Ceratophyllum demersum*, *Egeria densa*, *Egeria najas*, *Hydrilla verticillata*.

5.1. Introdução

O crescimento desordenado de algumas espécies de plantas aquáticas em detrimento das atividades antrópicas tem promovido impactos negativos nos corpos hídricos (GETTYS et al., 2014; GARLICH et al., 2016). E como exemplo de algumas das principais plantas aquáticas submersas pode ser citado o *Ceratophyllum demersum* (L.), *Egeria najas*, *Egeria densa* (Planch.) e *Hydrilla verticillata* (L.f. Royle), essas plantas promovem sérios impactos nas regiões tropicais e subtropicais do mundo (PITELLI et al., 2012; GETTYS et al., 2014). O *C. demersum* é pertencente à família Ceratophyllaceae e a *E. najas*, *E. densa* e *H. verticillata* são pertencentes a família Hydracritaceae, sendo que ambas as plantas possuem reprodução sexuada e assexuada (BINI & THOMAZ, 2005; COSTA & MARTINS, 2005; SOUZA et al., 2010).

H. verticillata é uma macrófita invasora exótica endêmica da Ásia que tem ocasionado impacto ambiental nos corpos hídricos a nível mundial (SOUZA et al., 2010; SOUZA, 2011; NAWROCKI et al., 2016). Esta espécie foi constatada pela primeira vez no reservatório de Porto Primavera no Estado do Paraná no ano de 2005 (THOMAZ et al., 2009; SOUZA, 2011). Nos Estados Unidos são gastos mais de 100 milhões de dólares ao ano no manejo apenas da *H. verticillata* e da *Eichhornia crassipes* (MOODY et al., 2008).

No Brasil os estudos com controle de plantas aquáticas se tornaram intenso nos últimos anos, devido aos impactos negativos sociais, ambientais e sociais provocados por esse tipo de vegetação nos corpos hídricos (CARVALHO et al., 2005; POMPEO, 2008; SILVA et al., 2012; CARNIATTO et al., 2014). Assim, é necessário o uso de medidas de controle e avaliar suas vantagens e desvantagens para o uso nos corpos hídricos. Nesse sentido, o manejo químico tem se popularizado devido a sua elevada eficácia de controle, bom custo/benefício e histórico de uso em outros países (MARCONDES et al., 2002; GETSINGER et al., 2008).

Como exemplo de herbicida com grande potencial no manejo de macrófitas submersas pode ser citado o penoxsulam, registrado pela Environmental Protection Agency (EPA) nos Estados Unidos para uso aquático desde 2009, e que tem sido muito utilizado no manejo das macrófitas *E. densa* e *H. verticillata*; esse herbicida

(C₁₆H₁₄F₅N₅O₅S) possui ação sistêmica e atua na inibição da enzima acetolactato sintase (ALS) (JOHNSON et al., 2009; BILLINGTON et al., 2010; GETTYS et al., 2014). O penoxsulam requer um longo período de contato com a macrófita para ser mais efetivo no controle (KOSCHNICK et al., 2007; GETTYS et al., 2014), devido a esta característica a ausência de controle inicial é esperada.

Assim, o uso de algumas moléculas com ação de contato em mistura com o herbicida sistêmico pode ser uma alternativa viável para o reduzido ou ausência de controle inicial. Como descrito por Hofstra & Clayton (2001), com o herbicida fluridone em mistura com o cobre no controle da *H. verticillata*; Glomski & Netherland (2008) e com o penoxsulam em mistura com o bispiribac-sodium para o *Myriophyllum aquaticum*.

E dentre os produtos químicos com ação de contato pode ser descrito o peróxido de hidrogênio, uma molécula oxidante muito forte que atua na inibição da atividade fotossintética devido ao impareamento da transferência de elétrons, esse efeito é comparado com os causados pela foto-inibição com elevados níveis radiação ativa e ou radiação ultravioleta, da qual leva a inativação do fotossistema II e, é ambientalmente amigável devido sua decomposição resultar em oxigênio molecular e água (SAMUILOV et al., 2004; BARRINGTON et al., 2013).

Contudo, é necessária a avaliação da vulnerabilidade das espécies presentes nos diversos níveis tróficos das cadeias alimentares, pois a maior restrição da viabilidade de utilização de produtos químicos em corpos hídricos é o contato direto dos organismos não alvos com esses xenobióticos sem uma avaliação precisa da dinâmica ambiental e dos seus possíveis efeitos deletérios (MAGALHÃES & FILHO, 2008; BURGER et al., 2013).

Atualmente foi publicada no Brasil a resolução nº 467, de 16 de julho de 2015, que dispõe sobre o uso de produtos ou processos para recuperação de ambientes hídricos (CONAMA, 2015), porém, esse país não possui herbicidas registrados para uso no manejo de macrófitas, o que cria a necessidade de conhecimento sobre os efeitos de moléculas químicas promissoras tanto isoladas quanto em mistura na eficácia de controle de macrófitas aquáticas submersas, bem como seus efeitos nos corpos hídricos, com programas padronizados de monitoramento ambiental, para

avaliar a viabilidade de uso do herbicida penoxsulam em mistura com o peróxido de hidrogênio em corpos hídricos.

5.2. Objetivo

Este capítulo tem como objetivo avaliar a eficácia do herbicida penoxsulam e o peróxido de hidrogênio isolado e em mistura no controle das macrófitas aquáticas submersas *C. demersum*, *E. najas*, *E. densa* e *H. verticillata*, seus efeitos na qualidade da água (temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO)) nos bioindicadores no peso, número e germinação de tubérculos da *H. verticillata* em condição de mesocosmos.

5.3. Material e métodos

5.3.1. Montagem, aplicação dos produtos químicos e avaliação da eficácia de controle

Para o ensaio de eficácia com as macrófitas serão utilizados 21 mesocosmos, com capacidade para 1080 litros, abastecidos por poço tipo cisterna, em sistema lótico e vazão de 50 mL. min⁻¹. Em cada mesocosmo foi disposto vasos de 5 litros com substrato composto por solo, areia e composto orgânico (Plantmax) na proporção 2:1:1 vv⁻¹ e adubo N.P.K (4-14-8 vv⁻¹). Logo após, foram plantados 12 ponteiros de aproximadamente 20 cm de comprimento por vaso no total de três vasos (36 ponteiros) por espécie, as quatro macrófitas (*C. demersum*, *E. densa*, *E. najas* e *H. verticillata*) foram dispostas juntas no total de 12 vasos por mesocosmos.

Após a ocupação de 70% da área dos mesocosmos pelas macrófitas (*C. demersum*, *E. densa*, *E. najas* e *H. verticillata*) foi utilizado 10 peixes (*Hyphessobrycon eques*) adultos por mesocosmo, como bioindicador. Após 24 horas foi realizada a aplicação dos produtos químicos.

Os produtos utilizados foram o herbicida penoxsulam (240 g i.a. ha⁻¹) e o peróxido de hidrogênio (50%) isolado e em mistura (penoxsulam + 0,2% do peróxido de hidrogênio). Foram utilizados os seguintes tratamentos: **1)** testemunha (controle); **2)** penoxsulam na dose de 0,15 mg L⁻¹ (P 0,15); **3)** penoxsulam com 0,30 mg L⁻¹ (P

0,30); **4)** penoxsulam + 0,2% do peróxido de hidrogênio com 0,15 mg L⁻¹ (P+0,2%Per 0,15); **5)** penoxsulam + 0,2% do peróxido de hidrogênio com 0,30 mg L⁻¹ (P+0,2%Per 0,30); **6)** peróxido de hidrogênio 2,00 mg L⁻¹ (Per 2,00) e **7)** peróxido de hidrogênio 20,00 mg L⁻¹ (Per 20,00) em delineamento inteiramente casualizado (DIC), com três réplicas por tratamento.

A aplicação dos tratamentos químicos foi realizada com auxílio de um regador para melhor dispensar a calda por toda a área do mesocosmos. Após aplicação dos produtos químicos foi interrompida a vazão de entrada da água dos mesocosmos, com a reposição apenas do volume de água perdido a cada 48 horas até o final do experimento.

A avaliação de eficácia visual foi realizada por atribuição de notas de controle, segundo adaptação de Garlich et al. (2016). As avaliações foram realizadas e em 3; 7; 15; 21; 30; 45; 60 e 90 dias após aplicação (DAA). Ao final do período experimental (90 DAA) a parte aérea das macrófitas foi acondicionada em suportes para escorrer o excesso de água, e em seguida foi realizado a pesagem em balança semi analítica, logo após, foi realizada a secagem da biomassa fresca remanescente das plantas ao sol estufa de secagem a 70 °C e pesado a biomassa secadas plantas.

5.3.2. Avaliação das variáveis de qualidade da água

A avaliação da temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e pH foi realizada com sonda multi parâmetros (YSI 556 from yellow spring Co.).

Para avaliação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi utilizado solução inibidora de nitrificação (ATH), hidróxido de potássio a 45% e sensor de DBO de acordo com a metodologia da ABNT (1992). Na avaliação da demanda química de oxigênio (DQO) foi utilizado ácido sulfúrico 98% (p.a) com nitrato de prata, água destilada, solução de dicromato de potássio e a amostra a ser testada em tubo com capacidade para 10 mL. Em seguida, o tubo com amostra foi colocado no termorreator a 150°C por duas horas e após a amostra estar com temperatura ambiente foi realizado a leitura em espectrofotômetro de acordo com a ABNT (1988).

As avaliações das variáveis de qualidade da água (temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, DBO e DQO) foram realizadas antes da

aplicação dos produtos químicos (0 DAA) e também em 3; 7; 15; 21; 30; 45; 60 e 90 dias após aplicação (DAA).

5.3.3. Avaliação da interação entre os produtos químicos

A avaliação da interação sinérgica ou antagônica do penoxsulam e peróxido de hidrogênio foram estimados com uso da biomassa seca das macrófitas *C. demersum*, *E. najas*, *E. densa* e *H. verticillata*, de acordo com a equação de Colby (1967). A biomassa seca das macrófitas foi convertida em porcentagem de controle para estimar o efeito da interação. Quando a porcentagem de redução da biomassa seca (controle) avaliada das macrófitas foi maior do que a esperada (80%), a combinação foi considerada sinérgica, quando menor foi considerada antagônica e quando o controle avaliado foi similar ao esperado a combinação é aditiva.

5.3.4. Avaliação da biomassa fresca, número e da germinação de tubérculos da *H. verticillata*

Após a retirada, lavagem e contagem dos tubérculos presentes nos vasos de 5 litros utilizados nos testes, os mesmos foram levemente pressionados contra papel absorvente “papel toalha” para retirada do excesso de água e pesados em balança semi analítica.

Para os testes de germinação, foram utilizadas caixas plásticas transparentes com tampa de 11 x 11 x 3 cm devidamente esterilizadas, forradas com duas folhas de papel filtro umedecido com 8 mL de água destilada. Após a adição dos tubérculos nas caixas foram lacradas com plástico “Parafilm” e foram mantidas em câmara de germinação do tipo B.O.D, com temperatura constante de 25°C ($\pm 2^\circ\text{C}$) e fotoperíodo de 12 h. Os tubérculos foram considerados germinados quando a protrusão da radícula através do tegumento e/ou caule com folhas tornaram-se visíveis, com avaliação realizada diariamente no total de sete dias. A metodologia de germinação utilizada foi adaptada de Cabral et al. (2003).

5.3.5. Avaliação dos bioindicadores (peixe e caramujos sp.)

A avaliação dos efeitos dos produtos químicos isolados e em mistura foi realizada no final do período experimental com a captura dos peixes (*H. eques*) com

rede do tipo “Pulsa” e posterior contagem dos sobreviventes adultos. Para realização do cálculo de mortalidade dos peixes foi utilizada a diferença entre os peixes alocados no início dos testes (10) e no final do período experimental (90 DAA).

Foi realizada a coleta de caramujos (*Biomplalaria* sp. e *Pomacea canaliculata*) junto à parede e ao sedimento do mesocosmo aos 90 dias de estudo, até 200 organismos por mesocosmos.

5.3.6. Análise dos dados

Os dados de biomassa seca foram transformados em porcentagem de acordo com fórmula de Abbott's (1925) e os dados de eficácia visual de controle; DBO; DQO; porcentagem de redução da biomassa seca; redução do número, peso e germinação dos tubérculos da *H. verticillata* e do número dos bioindicadores (peixes e caramujos sp.) foram submetidos à análise de variância pelo Teste F e suas médias comparadas pelo teste de T Student com 5% de probabilidade.

5.4. Resultados

5.4.1. Eficácia visual de controle das macrófitas aquáticas submersas

Em 3; 7; 15; 21 e 30 DAA o peróxido de hidrogênio na maior dose 20,0 mg L⁻¹ (Per 20,0), diferiu significativamente dos demais tratamentos no controle do *C. demersum* (Tabela 1), *E. najas* (Tabela 2), *E. densa* (Tabela 3) e *H. verticillata* (Tabela 4).

Após esse período para o *C. demersum* em 45 dias não ocorreu diferença entre o peróxido (Per) 20,00 mg L⁻¹ isolado e em mistura com o penoxsulam (P+0,2%Per) 0,15 mg L⁻¹; porém na avaliação seguinte (60 DAA), o herbicida penoxsulam (P) e o peróxido de hidrogênio (Per) isolados e em mistura (P+0,2%Per) na dose de 0,30 mg L⁻¹ promoveram eficácia de controle similar. E na ultima avaliação não ocorreu diferença entre os tratamentos, exceto o controle (Tabela 1).

Para a *E. najas* em 45 DAA não ocorreu diferença entre o Per 20,0 mg L⁻¹ a mistura P+0,2%Per 0,15 mg L⁻¹ e o controle, em 60 e 90 DAA não ocorreu diferença entre os tratamentos, exceto com Per 2,0 mg L⁻¹ e o controle (Tabela 2).

Tabela 1. Eficácia do herbicida penoxsulam e do peróxido de hidrogênio, aplicados isolados e em mistura no controle visual da macrófita *Ceratophyllum demersum*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Tratamentos químicos | Dias Após Aplicação (DAA) | | | | | | | |
|----------------------|---------------------------|-------------------|--------|---------|-------------------|---------|---------|---------|
| | 3 | 7 | 15 | 21 | 30 | 45 | 60 | 90 |
| 1 | 0,0b | 0,0b | 0,0b | 0,0c | 0,0c | 0,0c | 0,0c | 0,0b |
| 2 | 1,7b | 8,3b | 11,7b | 25,0b | 33,3b | 33,3b | 80,0ab | 81,7a |
| 3 | 0,0b | 5,0b | 3,3b | 23,3bc | 53,3b | 53,3b | 86,7ab | 76,7a |
| 4 | 0,0b | 8,3b | 6,7b | 28,3b | 48,3b | 70,0a | 70,0b | 68,3a |
| 5 | 0,0b | 3,3b | 6,7b | 23,3bc | 35,0b | 50,0b | 91,7a | 86,7a |
| 6 | 0,8b | 1,7b | 6,7b | 35,0b | 41,7b | 48,3b | 85,0ab | 78,3a |
| 7 | 41,7a | 51,7 ^a | 60,0a | 85,0a | 81,7 ^a | 83,3a | 90,0a | 68,3a |
| F.tratamento | 7,65** | 4,40* | 6,86** | 25,79** | 9,84** | 11,87** | 31,00** | 14,01** |
| c.v | 154,9 | 133,7 | 101,1 | 28,20 | 32,42 | 32,42 | 14,07 | 20,9 |
| d.m.s | 17,12 | 26,20 | 24,02 | 15,52 | 23,78 | 22,03 | 17,72 | 24,09 |

1 – Controle; 2 – penoxsulam 0,15 mg L⁻¹; 3 – penoxsulam 0,30 mg L⁻¹; 4 – penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,15 mg L⁻¹; 5 - penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,30 mg L⁻¹; 6 – peróxido de hidrogênio 2,00 mg L⁻¹; 7 – peróxido de hidrogênio 20,00 mg L⁻¹.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student (p<0,05); ** significativo a 1% e * a 5% de probabilidade.

Tabela 2. Eficácia do herbicida penoxsulam e do peróxido de hidrogênio, aplicados isolados e em mistura no controle visual da macrófita *Egeria najas*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Tratamentos químicos | Dias Após Aplicação (DAA) | | | | | | | |
|----------------------|---------------------------|-------------------|---------|---------|--------|--------|--------|--------|
| | 3 | 7 | 15 | 21 | 30 | 45 | 60 | 90 |
| 1 | 0,0c | 0,0d | 0,0c | 0,0c | 0,0c | 0,0c | 0,0c | 0,0c |
| 2 | 6,7bc | 15,0b | 18,3 b | 20,0b | 36,7b | 41,7b | 61,7ab | 56,7ab |
| 3 | 1,7bc | 6,7bcd | 8,3 bc | 20,0b | 30,0b | 36,7bc | 73,3ab | 76,7a |
| 4 | 0,83bc | 10,0bc | 18,3 b | 23,3b | 46,7b | 70,0ab | 76,7ab | 71,7a |
| 5 | 2,5bc | 6,7bcd | 11,7 bc | 21,7b | 30,0b | 50,0b | 70,0ab | 60,0ab |
| 6 | 1,7bc | 5,0cd | 15,0 b | 28,3b | 40,0b | 48,3b | 51,7b | 30,0bc |
| 7 | 76,7a | 81,7 ^a | 88,3 a | 86,7a | 90,0a | 95,0a | 93,3a | 71,7a |
| F.tratamento | 170,8** | 85,33** | 58,01** | 30,39** | 8,27** | 5,13** | 7,42** | 4,89** |
| c.v. | 29,09 | 29,9 | 29,4 | 29,8 | 41,5 | 45,9 | 31,11 | 41,7 |
| d.m.s | 6,55 | 9,36 | 11,77 | 14,92 | 28,40 | 39,29 | 33,20 | 38,21 |

1 – Controle; 2 – penoxsulam 0,15 mg L⁻¹; 3 – penoxsulam 0,30 mg L⁻¹; 4 – penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,15 mg L⁻¹; 5 - penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,30 mg L⁻¹; 6 – peróxido de hidrogênio 2,00 mg L⁻¹; 7 – peróxido de hidrogênio 20,00 mg L⁻¹.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student (p<0,05); ** significativo a 1% e * a 5% de probabilidade.

Para a *E. densa* em 45 DAA o controle promovido pelo Per 20,0 mg L⁻¹ foi similar ao avaliado na mistura P+0,2%Per 0,15 mg L⁻¹. Porém em 60 e 90 dias não ocorreu diferença entre o P e Per isolados e em mistura (P+0,2%Per) (Tabela 3).

Para *H. verticillata* após 45 e 60 dias de estudo ocorreu diferença entre o controle apresentado pelo Per 20,0 mg L⁻¹, P 0,15 mg L⁻¹ e o controle. Na última avaliação (90 DAA), os tratamentos P 0,30 mg L⁻¹ e P+0,2%Per 0,15 mg L⁻¹ foram similares (Tabela 4).

Tabela 3. Eficácia do herbicida penoxsulam e do peróxido de hidrogênio, aplicados isolados e em mistura no controle visual da macrófita *Egeria densa*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Tratamentos químicos | Dias Após Aplicação (DAA) | | | | | | | |
|----------------------|---------------------------|---------|---------|---------|-------------------|--------|---------|--------|
| | 3 | 7 | 15 | 21 | 30 | 45 | 60 | 90 |
| 1 | 0,0b | 0,0c | 0,0d | 0,0d | 0,0c | 0,0c | 0,0b | 0,0b |
| 2 | 1,7b | 11,7b | 15,0bc | 15,0c | 21,7bc | 40,0b | 58,3a | 65,0a |
| 3 | 0,0b | 6,7bc | 5,0d | 16,7bc | 28,3b | 46,7b | 65,0a | 61,7a |
| 4 | 0,0b | 8,3bc | 8,3cd | 20,0bc | 40,0b | 51,7ab | 61,7a | 55,0a |
| 5 | 0,0b | 6,7bc | 8,3cd | 20,0bc | 26,7b | 45,0b | 65,0a | 53,3a |
| 6 | 0,0b | 6,7bc | 20,0b | 28,3b | 35,0b | 48,3b | 58,3a | 40,0a |
| 7 | 71,7a | 75,0a | 81,7a | 83,3a | 83,3 ^a | 85,0a | 76,7a | 45,0a |
| F.tratamento | 367,13** | 85,33** | 73,49** | 42,28** | 9,90** | 4,29** | 10,06** | 6,08** |
| c.v. | 23,3 | 29,9 | 28,7 | 27,0 | 41,0 | 45,9 | 24,9 | 33,7 |
| d.m.s | 4,27 | 14,90 | 9,92 | 12,38 | 23,94 | 36,40 | 23,9 | 27,02 |

1 – Controle; 2 – penoxsulam 0,15 mg L⁻¹; 3 – penoxsulam 0,30 mg L⁻¹; 4 – penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,15 mg L⁻¹; 5 - penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,30 mg L⁻¹; 6 – peróxido de hidrogênio 2,00 mg L⁻¹; 7 – peróxido de hidrogênio 20,00 mg L⁻¹.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student (p<0,05); ** significativo a 1% e * a 5% de probabilidade.

Tabela 4. Eficácia do herbicida penoxsulam e do peróxido de hidrogênio, aplicados isolados e em mistura no controle visual da macrófita *Hydrilla verticillata*, Jaboticabal/SP – 2017.

| Tratamentos químicos | Dias Após Aplicação (DAA) | | | | | | | |
|----------------------|---------------------------|-------------------|--------------|---------|-------------------|--------|-------------|---------|
| | 3 | 7 | 15 | 21 | 30 | 45 | 60 | 90 |
| 1 | 0,0c | 0,0c | 0,0d | 0,0c | 0,0c | 0,0c | 0,0b | 0,0d |
| 2 | 1,7c | 6,7bc | 3,3cd | 11,7bc | 20,0bc | 33,3bc | 61,7a | 31,7bc |
| 3 | 0,0c | 6,7bc | 3,3cd | 13,3bc | 20,0bc | 43,3ab | 85,0a | 75,0a |
| 4 | 0,8c | 5,0bc | 5,0bcd | 21,7b | 36,7b | 55,0ab | 86,7a | 68,3a |
| 5 | 1,7c | 5,0bc | 6,7bc | 20,0b | 30,0b | 53,3ab | 70,0a | 58,3ab |
| 6 | 6,7b | 11,7b | 10,0b | 18,3b | 30,0b | 30,0bc | 21,7b | 8,3cd |
| 7 | 80,0a | 81,7 ^a | 91,7a | 85,0a | 86,7 ^a | 73,3a | 66,7a | 18,3cd |
| F.tratamento | 354,28 ** | 131,2 5** | 392,24 ** | 37,28** | 10,16** | 3,23* | 12,46 ** | 10,22** |
| c.v. | 21,02 | 26,19 | 16,8 | 32,4 | 45,7 | 54,5 | 28,7 | 44,0 |
| d.m.s | 4,77 | 7,64 | 5,05 | 13,77 | 25,56 | 39,34 | 28,15 | 45,53 |

1 – Controle; 2 – penoxsulam 0,15 mg L⁻¹; 3 – penoxsulam 0,30 mg L⁻¹; 4 – penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,15 mg L⁻¹; 5 - penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,30 mg L⁻¹; 6 – peróxido de hidrogênio 2,00 mg L⁻¹; 7 – peróxido de hidrogênio 20,00 mg L⁻¹.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student (p<0,05); ** significativo a 1% e * a 5% de probabilidade.

As macrófitas pertencentes à família Hydrocharitacea (*E. najas*, *E. densa* e *H. verticillata*), sofreram controle similar, quando expostas ao peróxido de hidrogênio (20,0 mg L⁻¹) nas três primeiras avaliações (3, 7, 15, 21 e 30 DAA). Em 45 DAA a mistura do peróxido com o herbicida penoxsulam (0,15 mg L⁻¹) promoveu maior controle da *E. najas* e *C. demersum* (70%), comparado a *E. densa* e *H. verticillata* (51,7 e 55,0 respectivamente). Em 60 DAA para as quatro plantas não foi observado diferença entre o controle do peróxido isolado e em mistura com o penoxsulam, assim como na última avaliação (90 DAA), com exceção da *H. verticillata* que foi mais sensível ao penoxsulam tanto isolado quanto em mistura.

Foi observado que a *E. najas* e *E. densa* expostas ao peróxido isolado e em mistura com o penoxsulam iniciou sua recolonização (rebrotou) a partir de 60 DAA e o *C. demersum* observado em 90 DAA. A rebrota da *H. verticillata* após exposição ao peróxido isolado foi avaliada em 15 DAA, que foi aumentada em 45 DAA, reduzindo o controle para 73,3% e, quando exposta ao herbicida isolado e em mistura a rebrota foi avaliada 90 DAA.

5.4.2. Avaliação das variáveis de qualidade da água

Quanto a variável temperatura ocorreu variação entre 18,3 (7 DAA) e 25,7°C (Figura1a).

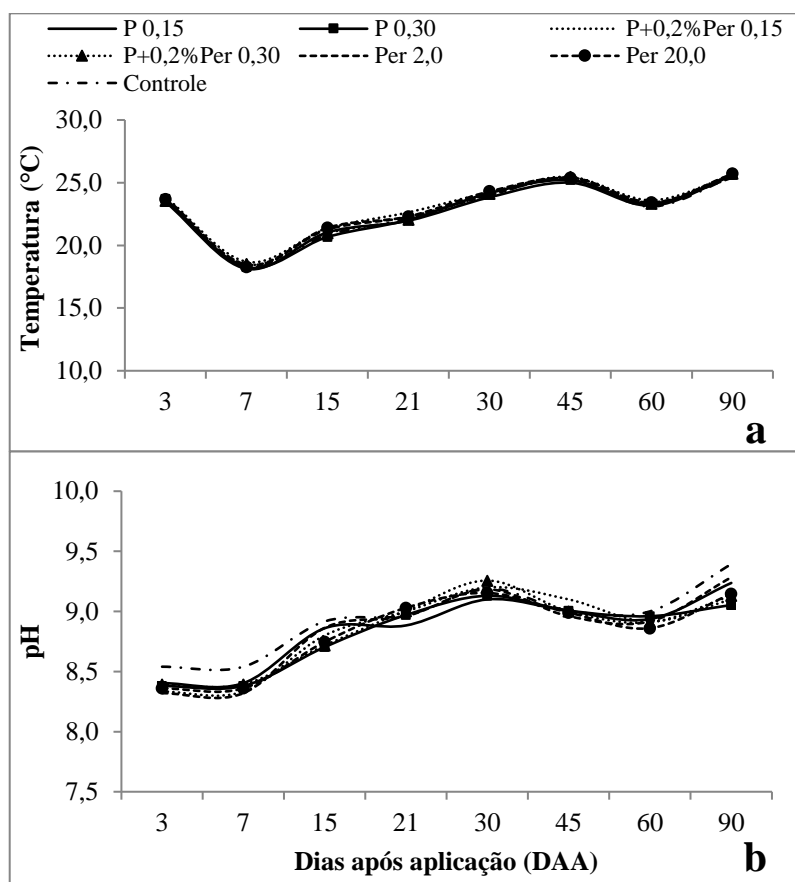


Figura 1. Avaliação da temperatura (a) e pH (b) durante a condução do experimento, Jaboticabal/SP – 2017.

Enquanto o pH variou de 9,39 em 90 DAA no tratamento controle e 8,32 em 3 e 7 DAA com o peróxido de hidrogênio; as maiores reduções foram avaliadas após 3 dias de estudo em todos os tratamentos (Figura 1b).

O maior valor de oxigênio dissolvido mensurado foi de 9,26 mg L⁻¹ no controle (7 DAA), enquanto o menor valor de 3,73 mg L⁻¹ foi avaliado no peróxido de hidrogênio com 20,0 mg L⁻¹ (Figura 2a). Em 3 DAA a maior redução foi de 7,3 mg L⁻¹ no peróxido (20,0 mg L⁻¹), enquanto em 45 DAA a redução ocorreu em todos os tratamentos, porém de maneira mais evidente no peróxido 20,0 mg L⁻¹ (Figura 2a).

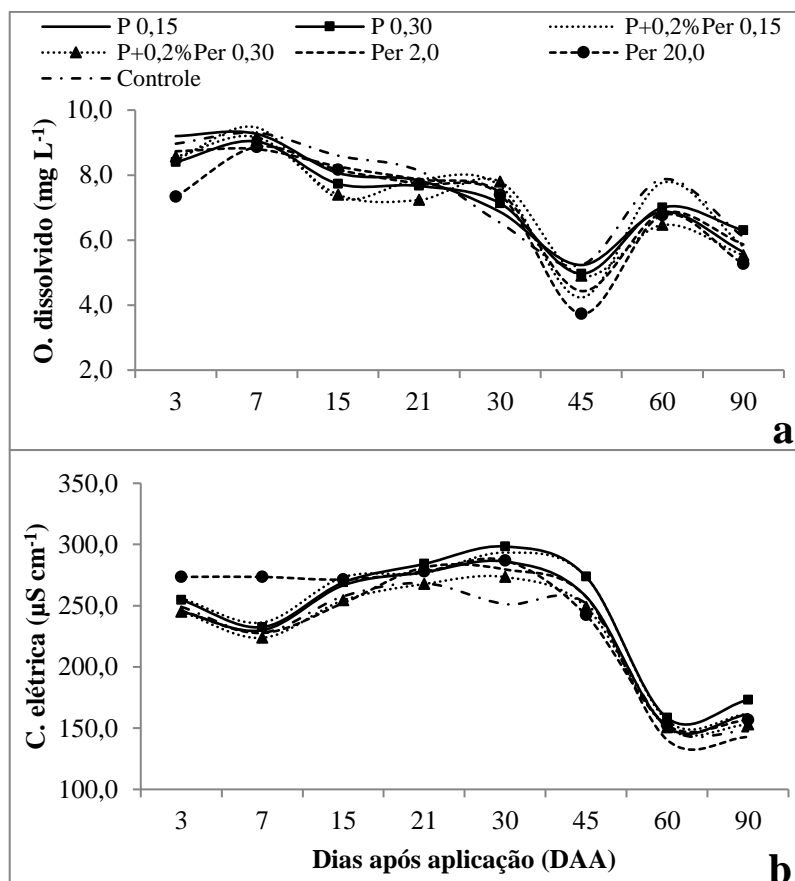


Figura 2. Avaliação do oxigênio dissolvido **(a)** e condutividade elétrica **(b)** durante a condução do experimento, Jaboticabal/SP – 2017.

O condutividade elétrica variou ente 298,33 (30 DAA) e 140,50 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (60 DAA). Foi observado que em 3 e 7 DAA o peróxido de hidrogênio (20,0 mg L^{-1}) promoveu valores mais elevados, em 60 DAA ocorreu decréscimo mais acentuado da condutividade em todos os tratamentos (Figura 2b).

Quanto a demanda biológica de oxigênio (DBO) o valor médio foi de 0,33 mg L^{-1} na primeira mensuração (0 DAA). Nas avaliações seguintes (3; 7; 15; 21; 30; 45 e 60 DAA) não ocorreu diferença significativa ($p > 0,05$) entre todos os tratamentos, porém, aos 90 DAA foi observado diferença entre o tratamento controle (0,73 mg L^{-1}) e P 0,15, P+0,2%Per 0,30 e Per 2,0 mg L^{-1} (0,0 mg L^{-1}) (Figura 3a).

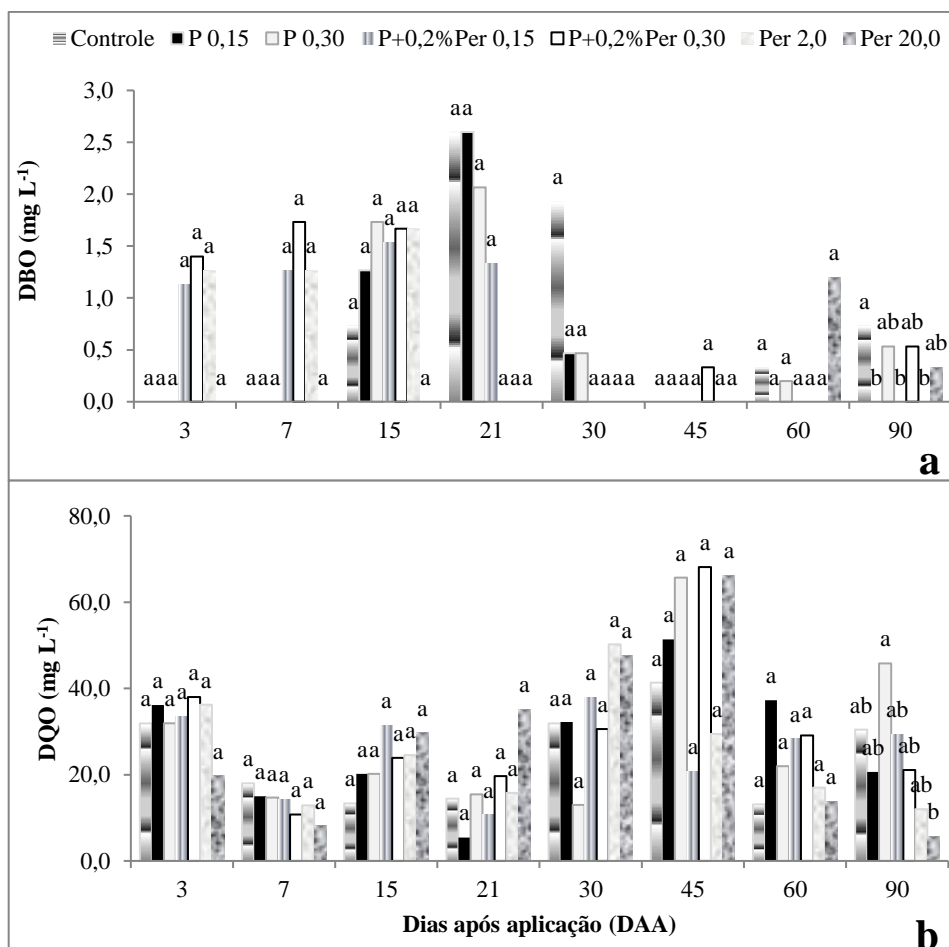


Figura 3. Avaliação da demanda biológica de oxigênio (DBO) **(a)** e da demanda química de oxigênio (DQO) **(b)** durante a realização do experimento, Jaboticabal/SP – 2017.

Quanto a demanda química de oxigênio (DQO) os valores médios na primeira avaliação (antes da aplicação dos produtos químicos) foi de 39,4 mg L⁻¹. Não ocorreu diferença entre os tratamentos em 3; 7; 15; 21; 30; 45 e 60 DAA, porém em 90 DAA a diferença ($p > 0,05$) ocorreu entre o P 0,30 mg L⁻¹ (45,8 mg L⁻¹) e o Per 20,0 mg L⁻¹ (5,8 mg L⁻¹) (Figura 3b).

Foi observado em 30 DAA a ocorrência de algas unicelulares e filamentosas em todos os tratamentos e a primeira ocorrência de chuva foi observada entre 45 e 60 dias de estudo (52 DAA) e entre 60 e 90 DAA (62 DAA).

5.4.3. Avaliação da biomassa seca das macrófitas

Na avaliação da porcentagem de redução da biomassa seca do *C. demersum* e *E. densa* não ocorreu diferença entre os tratamentos (Tabela 5).

Tabela 5. Porcentagem de redução da biomassa seca das macrófitas submersas após o período experimental, Jaboticabal/SP – 2017.

| Tratamentos químicos | <i>Ceratophyllum demersum</i> | <i>Egeria najas</i> | <i>Egeria densa</i> | <i>Hydrilla verticillata</i> |
|----------------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|------------------------------|
| 1 | 0,0 a | 0,0 ab | 0,0 a | 0,0 ab |
| 2 | 15,9 a | -26,9 ab | 10,4 a | -1,3 ab |
| 3 | -55,0 a | 48,9 a | -40,3 a | 80,5 a |
| 4 | -77,1 a | 63,9 a | -5,4 a | 61,5 a |
| 5 | -107,5 a | -14,0ab | -26,0 a | 50,3 a |
| 6 | -31,3 a | -89,7 b | -41,3 a | -55,0 b |
| 7 | -39,4 a | 30,5ab | 50,6 a | -36,7 b |
| F.tratamento | 0,81 ^{ns} | 1,36 ^{ns} | 0,93 ^{ns} | 3,54* |
| c.v. | -195,1 | 4233,7 | -783,8 | 332,1 |
| d.m.s | 143,69 | 135,67 | 101,94 | 82,59 |

1 – Controle; 2 – penoxsulam 0,15 mg L⁻¹; 3 – penoxsulam 0,30 mg L⁻¹; 4 – penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,15 mg L⁻¹; 5 - penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,30 mg L⁻¹; 6 – peróxido de hidrogênio 2,00 mg L⁻¹; 7 – peróxido de hidrogênio 20,00 mg L⁻¹.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student (p<0,05); ns não significativo e * significativo a 1% de probabilidade.

Na *E. najas* todos os tratamentos com exceção do peróxido de hidrogênio (Per) 2,0 mg L⁻¹, não diferiram entre si. Enquanto a maior redução da biomassa seca da *H. verticillata* foi de 80,5% no tratamento penoxsulam (P) 0,30 mg L⁻¹, que foi similar a 61,5; 50,3; 0,0 e -1,3%(P+0,2%Per 0,15 e 0,30; controle e P 0,15 mg L⁻¹, respectivamente).

Ao avaliar os efeitos da interação entre o herbicida penoxsulam nas doses 0,15 e 0,30 mg L⁻¹ e o peróxido de hidrogênio com 2,0 mg L⁻¹ foi observado menor redução da biomassa seca do *C. demersum*, *E. najas*, *E. densa* e *H. verticillata* como efeito observado de acordo com Colby (1967) (Tabela 5) do que a redução esperada de 80%; independente da dose (0,15 e 0,30 mg L⁻¹), considerado como antagonista a interação entre o penoxsulam e o peróxido de hidrogênio.

5.4.4. Avaliação da biomassa fresca, número e germinação de tubérculos da *Hydrilla verticillata*

Na avaliação da redução da biomassa fresca e número de tubérculos da *H. verticillata* foi observado que a maior redução do peso (96,71%) e do número de

tubérculos (92,62%) ocorreu com a mistura Pen+0,2%Per na dose de 0,15 mg L⁻¹, que foi similar com o P 0,15 (39,63 e 39,08%) e P 0,30 (67,17 e 56,98%); Pen+0,2%Per 0,30 (60,96 e 31,12%); Per 20,0 mg L⁻¹ (41,87 e 18,19%) e com controle (0%) (Figura 5a).

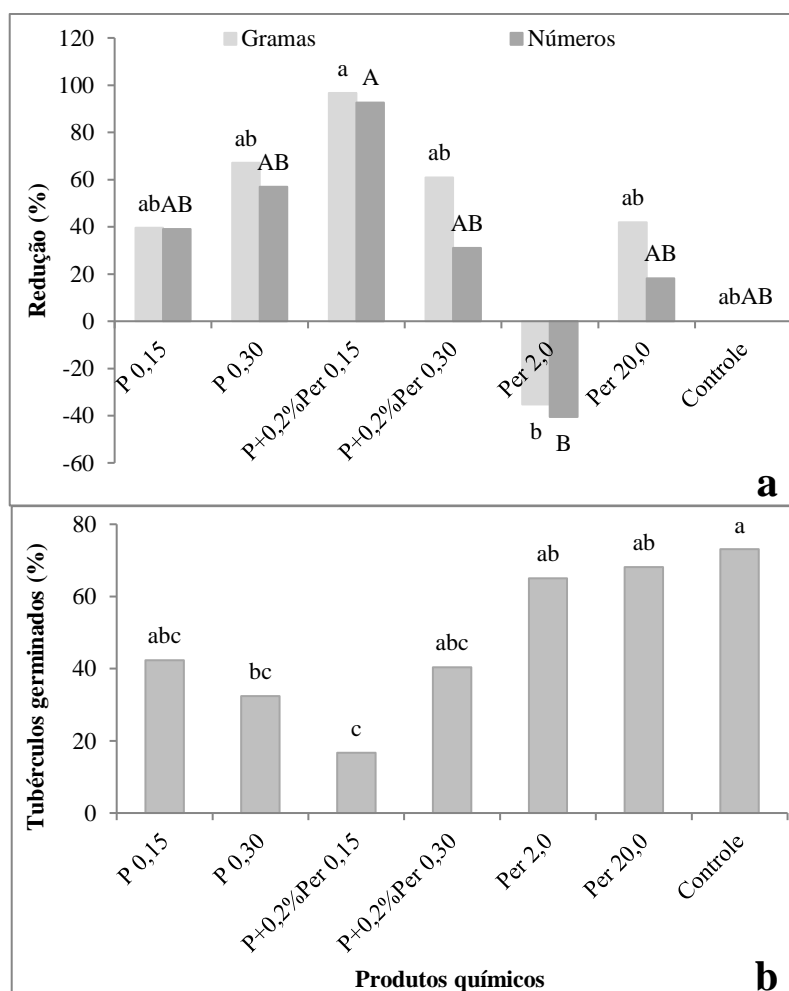


Figura 5. Porcentagem de redução da biomassa e do número de tubérculos (**a**), e da germinação dos tubérculos (**b**) após exposição a produtos químicos (P 0,15 = penoxsulam na dose de 0,15 mg L⁻¹; P 0,30 = penoxsulam com 0,30 mg L⁻¹; P+0,2%Per 0,15 = penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio com 0,15 mg L⁻¹; P+0,2%Per 0,30 = penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio com 0,30 mg L⁻¹; Per 2,0 = peróxido de hidrogênio a 2,0 mg L⁻¹ e Per 20,0 = peróxido de hidrogênio a 20,0 mg L⁻¹).

Na avaliação de germinação dos tubérculos da *H. verticillata* o tratamento que ocorreu maior germinação foi o controle com 73,15% dos tubérculos germinados;

seguido pelo Per 20,0 e 2,0 (68,15 e 65,05%, respectivamente); P 0,15(42,36%) e a mistura P+0,2%Per 0,30mg L⁻¹ (40,37%), porém a menor porcentagem de germinação dos tubérculos (16,67%) foi avaliada na mistura P+0,2%Per 0,15; que foi similar a 32,41% com o penoxsulam isolado (Figura 5b).

O peróxido de hidrogênio (Per) na dose de 2,0 mg L⁻¹ foi o que promoveu aumento da biomassa seca e do número de tubérculos comparado ao tratamento controle, porém a porcentagem de germinação foi similar. O herbicida penoxsulam isolado (0,30 mg L⁻¹) e em mistura (0,15 mg L⁻¹) foram os que promoveram as maiores reduções do peso e números de tubérculos (Figura 5a), e os que mais reduziram a germinação dos mesmos (Figura 5b).

5.4.5. Avaliação da mortalidade do peixe *Hyphessobrycon eques* e de caramujos sp.

Após a exposição dos bioindicadores (peixe e caramujo) aos produtos químicos a maior quantidade média de peixes foi observado no penoxsulam (P) isolado e em mistura P+0,2%Per na dose de 0,15 mg L⁻¹ e no peróxido de hidrogênio (Per) com 2,0 mg L⁻¹, com valor de 9,67; que foi similar aos demais tratamentos, exceto pelo Per na maior dose (20,0 mg L⁻¹) (Tabela 6).

Tabela 6. Valores médios dos bioindicadores (peixes e caramujos) sobreviventes após período experimental, Jaboticabal/SP – 2017.

| Tratamentos químicos | Peixes | Caramujos |
|----------------------|--------------------|--------------------|
| | Número | |
| 1 | 9,00 ab | 193,33 a |
| 2 | 9,67 a | 186,67 a |
| 3 | 8,33 ab | 200,00 a |
| 4 | 9,67 a | 170,33 a |
| 5 | 8,00ab | 152,00 a |
| 6 | 9,67 a | 166,00 a |
| 7 | 7,00 b | 200,00 a |
| F.tratamento | 1,81 ^{ns} | 1,21 ^{ns} |
| c.v. | 15,15 | 16,22 |
| d.m.s | 2,32 | 51,47 |

1 – Controle; 2 – penoxsulam 0,15 mg L⁻¹; 3 – penoxsulam 0,30 mg L⁻¹; 4 – penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,15 mg L⁻¹; 5 - penoxsulam+0,2% de peróxido de hidrogênio 0,30 mg L⁻¹; 6 – peróxido de hidrogênio 2,00 mg L⁻¹; 7 – peróxido de hidrogênio 20,00 mg L⁻¹.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste t de Student (p<0,05); ns não significativo.

O que já era esperado devido o peróxido ($20,0 \text{ mg L}^{-1}$) ser um agente oxidante muito poderoso que promoveu uma mortalidade mais elevada nos peixes, porém, não ocorreu diferença significativa entre os tratamentos no número de caramujos (Tabela 6). A diferença de efeito promovida pelo peróxido de hidrogênio entre os bioindicadores pode ser devido ao fato de que os peixes foram alocados nos mesocosmos antes da aplicação dos produtos fitossanitários, que permaneceram até o final do experimento, enquanto os caramujos foram contados apenas no final do experimento.

5.5. Discussão

O peróxido de hidrogênio na dose de $20,0 \text{ mg L}^{-1}$, que corresponde a 10 vezes a dose utilizada em mistura ($2,0 \text{ mg L}^{-1}$) promoveu as maiores porcentagens de reduções (controle) visuais das quatro plantas (*C. demersum*; *E. najas*; *E. densa* e *H. verticillata*) até 45 DAA. Após 45 dias de estudo a mistura do Pen+0,2%Per na dose de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ promoveu maior controle da *E. najas* e *C. demersum* (70%), comparado a *E. densa* e *H. verticillata* (51,7 e 55,0 respectivamente). Aos 60 DAA para as quatro plantas não foi observado diferença entre o Per isolado e em mistura P+0,2%Per, assim como na última avaliação (90 DAA), com exceção da *H. verticillata* que foi mais sensível ao herbicida isolado e em mistura.

Foi observado que a *E. najas* e *E. densa* exposta ao peróxido (Per) isolado e em mistura (P+0,2%Per) iniciou sua recolonização (rebrotou) a partir de 60 DAA, enquanto o *C. demersum* foi em 90 DAA. Para *H. verticillata* a rebrota ocorreu após a exposição ao peróxido (Per) isolado em 15 DAA, que aumentou em 45 DAA, e consequentemente reduziu o controle para 73,3%. A eficácia do herbicida penoxsulam isolado e em mistura no controle da *E. najas* e *E. densa* neste estudo foram inferiores ao avaliado com o fluridone na mesma dose ($0,15 \text{ mg L}^{-1}$) e plantas com 100% após 60 DAA (TANAKA et al., 2002); enquanto o herbicida penoxsulam tanto isolado, quanto em mistura não promoveu controle de 80%, que é o valor base para fins de registro de produtos com ação herbicida no Brasil.

O herbicida penoxsulam (P) isolado e em mistura (P+0,2%Per) nas doses $0,15$ e $0,30 \text{ mg L}^{-1}$, não aumentaram a eficácia de controle das macrófitas submersas neste estudo (Tabela 1, 2, 3 e 4), esse resultado também foi descrito

com os herbicidas penoxsulam e o diquat para o *Eichhornia crassipes* (WERSAL & MADSEN, 2010). O uso do peróxido de hidrogênio ($20,0 \text{ mg L}^{-1}$) promoveu controle superior a 80% na maioria das avaliações para todas as macrófitas submersas, similar ao avaliado com $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ de endotall (95%) para a *H. verticillata* (PENINGTON et al., 2001) e com 0,075; 0,15; 0,30; 0,60 e $1,2 \text{ mg L}^{-1}$ do diquat (>90%) para o *C. demersum*, *E. densa* e *E. najas* (MARTINS et al., 2008), que assim como o peróxido são moléculas com ação por contato.

Quanto à variável de qualidade da água temperatura, a ausência de alteração entre os tratamentos nas mesmas datas de avaliação foi esperada, pois a variação de $18,1$ a $25,7 \text{ }^\circ\text{C}$ neste estudo foram similares aos valores médios para os meses de Setembro, Outubro, Novembro e Dezembro ($22,5$; $24,2$; $23,9$ e $24,7 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente) de acordo com a estação meteorológica da FCAV-UNESP/Jaboticabal-SP. Não foi observado grandes variações no pH quando comparado todos os tratamentos, porém, de acordo com a normativa 357 (COMANA, 2005) o pH para água da classe 1; 2; 3 e 4 varia de 6 a 9, assim os valores em 30 e 90 DAA (todos os tratamentos) não estão de acordo com a norma por apresentar valores superiores a 9 (Figura 1b). Porém, está de acordo com a EPA ($6,5$ a $9,9$) (EPA, 1986) e União Européia ($6,5$ a $9,5$) (União Européia, 2015).

Ficou evidente nas primeiras avaliações (3 e 7 DAA), que o peróxido de hidrogênio na dose de $20,0 \text{ mg L}^{-1}$ reduziu o oxigênio dissolvido devido ao elevado poder de oxidação da molécula na planta e uso do oxigênio pelos organismos decompositores (YUAN et al., 2016). E em 45 DAA a redução do oxigênio em todos os tratamentos ocorreu devido ao surgimento de algas unicelulares e filamentosas em algumas unidades experimentais (mesocosmos), pois durante a noite esses organismos utilizam o oxigênio em seus processos metabólicos e, a partir da avaliação seguinte (60 DAA) a quantidade de algas foi reduzida o que elevou os níveis de oxigênio, assim como a ocorrência de chuvas (30 mm m^2) (FIORUCCI & FILHO, 2005; SILVA et al., 2008).

Quanto a condutividade elétrica o peróxido de hidrogênio ($20,0 \text{ mg L}^{-1}$) também em 3 e 7 DAA foi o que promoveu os maiores valores, devido ao contato com a planta e todos organismos presentes (fito e zooplânctons e bioindicadores) que promoveu liberação de íons na água (DRÁBKOVÁ et al., 2007; PASCHOALATO

et al., 2008). Em 60 DAA a condutividade reduziu devido à ocorrência de chuva que levou para fora do sistema (mesocosmos) o excesso de íons presentes, e/ou contribuiu para o aumento na produção primária (SILVA et al., 2008).

É importante salientar que o peróxido de hidrogênio foi o tratamento que proporcionou o menor valor de oxigênio dissolvido água ($3,7 \text{ mg L}^{-1}$), e que de acordo com a normativa 357 da CONAMA (CONAMA, 2005), é classificada como de classe 4 ($> 2,0 \text{ mg L}^{-1}$), como de menor qualidade. Assim como EPA, que o oxigênio não pode ser menor que $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ (EPA, 1986) e a União Européia que não pode ser inferior a $5,0 \text{ mg L}^{-1}$. Quanto à condutividade elétrica os maiores valores apresentados neste estudo ($298,33 \mu\text{S cm}^{-1}$) estão abaixo do descrito pela União Européia como valor máximo $2500 \mu\text{S cm}^{-1}$ (União Européia, 2015)

Quanto a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) o maior valor mensurado aos 21 DAA de $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ (penoxsulam 0,15 e controle) está de acordo com a normativa CONAMA n°357, para águas da classe 1, que a mais restritiva com valor máximo de DBO permitido como $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 3a).

Na demanda química de oxigênio (DQO) em 45 DAA não ocorreu diferença entre os valores de DQO, porém nesta avaliação foram avaliados maiores valores ($68,1$; $66,2$ e $65,7 \text{ mg L}^{-1}$) com o P+0,2%Per 0,30; Per 20,0 e P 0,30 mg L^{-1} , respectivamente (Figura 3b), esse efeito pode ter ocorrido devido a presença de grandes quantidades de algas unicelulares visualizado durante o estudo, que corrobora os dados obtidos por Wang et al. (2008), Zhang et al. (2008) e Yin et al. (2011), que também avaliaram maior DQO na presença de organismos fitoplanctônicos. E importante ressaltar que os menores valores de oxigênio dissolvido também foram mensurados em 45 DAA (Figura 2b), o que é um indicativo da ação de organismos decompositores, sobretudo de algas.

A norma n° 357 (CONAMA) menciona a variável DBO para água doce de classe 1 a 4, porém não cita DQO. A avaliação da DQO em conjunto com a DBO é muito importante, pois em conjunto com o oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica contribuem para o melhor entendimento sobre possíveis contaminações dos corpos hídricos.

As maiores reduções da biomassa seca da *E. najas* nos tratamentos com o penoxsulam (P 0,30 mg L^{-1}) e penoxsulam com o peróxido de hidrogênio

(P+0,2%Per 0,15 mg L⁻¹) (Tabela 5), diferiu do peróxido isolado (Per 2,00 mg L⁻¹) devido a reduzida dose não ser suficiente para promover danos permanentes a planta. Efeitos semelhantes ocorreram com a *H. verticillata*, pois o P 0,30; P+0,2%Per 0,15 e P+0,2%Per 0,30 mg L⁻¹, proporcionaram efeitos distintos do Per 2,0 e 20,0 mg L⁻¹ que foi devido o peróxido ser uma molécula com meia vida curta, o que permitiu a recolonização da *H. verticillata*, reduzindo o controle (Tabela 5).

As maiores reduções da biomassa seca observadas da *H. verticillata* e *E. najas* (Tabela 5) foi similar (20 a 91%) ao avaliado com o mesmo herbicida (penoxsulam) nas doses 20 e 50 µg L⁻¹ para o *Myriophyllum heterophyllum* (GLOMSKI & NETHERLAND, 2008). A diferença entre os efeitos do penoxsulam isolado e em mistura entre as plantas foi devido a *H. verticillata* ser mais sensível ao herbicida e, a menor sensibilidade ao peróxido de hidrogênio, principalmente na maior dose (20,0 mg L⁻¹), foi devido a maior capacidade de recolonização da *H. verticillata* comparado a *E. najas* como presença de tubérculos, turions e elevada capacidade de rebrota (LANGELAND, 1996; NAWROCKI et al., 2016).

O efeito da interação entre o herbicida penoxsulam (0,15 e 0,30 mg L⁻¹) e o peróxido de hidrogênio (2,0 mg L⁻¹) foi antagônico que foi demonstrado devido a redução da biomassa da mistura P+0,2%Per nas doses 0,15 e 0,30 mg L⁻¹ ter sido menor do que o apresentado pelos produtos isolados (Tabela 5). Este efeito entre o penoxsulam e o um herbicida de contato também foi avaliado por Wersal & Madsen, (2010) com diquat na redução da biomassa seca da *Eichhornia crassipes* e *Salvinia mínima* em condição de mesocosmo.

O penoxsulam é um herbicida registrado nos Estados Unidos no estado da Florida para o controle da *H. verticillata* e *E. densa* com doses que variam de 0,010 a 0,15 mg L⁻¹ (NETHERLAND, 2011; GETTYS et al., 2014; UF/IFAS, 2018) assim era esperado elevada eficácia de controle para estas macrófitas, que ocorreu apenas na maior dose (0,30 mg L⁻¹) para *H. verticillata*. Alguns fatores podem ter interferido para que as macrófitas não tenham sofrido controle mais elevado, como aplicação única e degradação do herbicida (JOHNSON et al., 2009; GETTYS et al., 2014; SONDHIA et al., 2016).

H. verticillata foi à macrófita que apresentou maior sensibilidade ao herbicida penoxsulam, a única espécie que possui tubérculo dentre todas pertencentes à

família Hydrocaritaceae. Embora não tenha ocorrido diferença entre a maioria dos tratamentos quanto à redução da biomassa e número de tubérculos (Figura 5a), a quantidade de tubérculos germinados foi reduzida, com destaque para a mistura P+0,2%Per 0,15 mg L⁻¹ (Figura 5b). O que torna o uso dessa mistura (P+0,2%Per) na dose de 0,15 mg L⁻¹ promissora no manejo desta planta que é uma invasora muito agressiva e de difícil controle em várias partes do mundo (SOUZA et al., 2010; NAWROCKI et al., 2016), assim como no Brasil em que essa planta tem sido relatada por Mormul et al. (2010), Souza, (2011), Pitelli et al. (2012) e Michelan et al. (2014).

Diferente deste estudo que foi realizado em condição de mesocosmos Nawrocki et al. (2016), avaliaram a redução de 28% do banco de tubérculo em ambiente natural com uso do herbicida fluridone, após dois anos e, 63% após quatro anos no lago Gaston. No mesmo lago após 5 anos de uso do fluridone, seguido por baixa densidade do peixe carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*) ocorreu 100% de redução da densidade dos tubérculos.

No final do estudo a maior mortalidade dos peixes no tratamento com o Per (peróxido de hidrogênio) 20,0 mg L⁻¹ foi esperado devido esta molécula ser um agente oxidante de matéria orgânica muito poderoso. E a ausência de reprodução dos peixes diferiu do avaliado por Olaleye & Akinyemiju (1996), que observaram a reprodução de 15 espécies de peixes após aplicação do glyphosate (Roundup®), em condição de campo. A mortalidade em todos os tratamentos, exceto o Per 20,0 mg L⁻¹ e ausência de reprodução dos peixes neste estudo, pode ser devido a competição por alimento e outras necessidades como o oxigênio dissolvido na presença de elevadas quantidade de vegetação nos mesocosmos.

A diferença de efeito promovido entre os bioindicadores (peixe e caramujo) pode ser devido aos peixes serem alocados nos mesocosmos antes da aplicação dos produtos fitossanitários, que permaneceram até o final do experimento, enquanto os caramujos foram contados apenas no final do experimento, sendo que pode ter ocorrido uma redução do número de caramujos no início do estudo e com o passar do tempo restauraram sua população nos mesocosmos.

5.6. Conclusão

O peróxido de hidrogênio na maior concentração promoveu elevado controle das macrófitas *C. demersum*; *E. najas*; *E. densa* e *H. verticillata* até 30 DAA, nas avaliações posteriores o penoxsulam isolado e em mistura com o peróxido foram mais eficientes.

Os tratamentos não alteraram os padrões de qualidade da água (oxigênio dissolvido e condutividade elétrica, pH e temperatura). A avaliação de DBO e DQO não mostrou diferença significativa entre os tratamentos em todas as datas de avaliação, exceto em 90 DAA. Quanto a redução da biomassa seca da parte aérea e raiz não ocorreu diferença entre o herbicida penoxsulam isolado e em mistura para *C. demersum*; *E. najas*; *E. densa* e *H. verticillata*. As misturas foram consideradas como antagônica para todas as macrófitas

Não ocorreu diferença entre o peso e número de tubérculos da *H. verticillata* após período experimental, porém o uso do herbicida penoxsulam em mistura com peróxido (0,15 mg L⁻¹) reduziu a porcentagem de tubérculos germinados.

5.7. Referências

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 12614: **Águas-Determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) - Método de incubação (20°C, cinco dias)**. São Paulo, 5p, 1992.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10357: **Águas-Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) - Métodos de refluxo aberto, refluxo fechado - titulométrico fechado-colorimétrico**. São Paulo, 11p, 1998.

ABBOTT, W.S. A method of computing the effectiveness of an insecticide. **J. Econ. Entomol.**, v.18, p.265-267, 1925.

BARRINGTON, D.J.; REICHWALDT, E.S.; GHADOUANI, A. The use of hydrogen peroxide to remove cyanobacteria and microcystins from waste stabilization ponds and hypereutrophic systems. **Ecological Engineering**. v.50, p.86-94, 2013.

BINI, L. M.; THOMAZ, S. M. Prediction of *Egeria najas* and *Egeria densa* occurrence in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil-Paraguay). **Aquat. Bot.**, v. 83, n. 1, p. 15-22, 2005.

BILLINGTON, R.; GEHEN, S.C.; HANLEY-JR, T.R. **Toxicology of triazolopyrimidine herbicides: Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology**. Capítulo 87, p.1866-1885, 2010.

BURGER, J.; GOCHFELD, M.; POWERS, C.W.; CLARKE, J.H.; BROWN, K.; KOSSON, D.; NILES, L.; DEY, A.; JEITNER, C.; PITTFIELD, T. Determining Environmental Impacts for Sensitive Species: Using Iconic Species as Bioindicators for Management and Policy. **Journal of Environmental Protection**, v.4, p.87-95, 2013.

CABRAL, E.L.; BARBOSA, D.C.A.; SIMABUKURO, E.A. Armazenamento e germinação de sementes de *Tabebuia áurea* (manso) BENTH. & HOOK. F. EX. S. MOORE. **Acta Botânica Brasilica**. v.17, n.4, p.609-617, 2003.

CARNIATTO, N.; FUGI, R.; THOMAZ, S.M.; CUNHA, E.R. The invasive submerged macrophytes *Hydrilla verticillata* as a foraging habitat for small-sized fish. **Brazilian Journal of Nature Conservation**. v.12, n.1, p.30-35, 2014.

CARVALHO, F. T. D.; VELINI, E. D.; NEGRISOLI, E.; ROSSI, C. V. S. Eficácia do carfentrazone-ethyl no controle de plantas aquáticas latifoliadas em caixas-d'água. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 305-310, 2005.

COLBY, S. R. Calculating synergistic and antagonistic responses of herbicide concentrations. **Weeds**, v.5, p.20-22, 1967.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB, Determinação de clorofila *a* e feofitina *a*: método espectrofotométrico. L5.306, 3º edição, fev/2014, 14p.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA, **Resolução Nº357. Publicada no DOU nº053. Dispõe sobre a classificação de corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, dá outras providências.** p.58-63, 2005.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Proposta de Resolução que dispõe sobre o controle da utilização de produtos ou processos para recuperação de ambientes hídricos e dá outras providências. **Departamento de Apoio ao Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama**, 2015.

COSTA, N.V.; MARTINS, D.; MARTINS, C.C.; MARCHI, S.R.; DOMINGO, V.D. Superação de dormência de sementes de *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v.32, n.2, p.187-191, 2005.

OFFICIAL JOURNAL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. DIRECTIVE 98/83/EC: L 330/32 de 3 de Novembro de 1998, 23p., última atualização 27/10/2015.

DRÁBKOVÁ, M.; MATTHIJS, H.C.P.; ADMIRAAL, W.; MARSALEK, B. Selective effects of H₂O₂ on cyanobacterial photosynthesis. **Photosynthetica**. v.45, n.3, 363-369, 2007.

FIORUCCI, A.R.; FILHO, E.B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**. n.22, p.11-16, 2005.

GARLICH, N.; CRUZ, C.; SILVA, A.F.; MALASPINA, I.C.; FERREIRA, R. G.; TEDESQUE, M.G.; PITELLI, R. A.; BIANCO, S. Effectiveness of diquat, copper hydroxide, copper oxychloride and their association in control of submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum*. **Planta daninha**, v.34, n.1, p.117-123, 2016.

GETSINGER, K.D.; NETHERLAND, M.D.; GRUEC. E.; KOSCHNICK, T. J. Improvements in the use of aquatic herbicides and establishment of future research directions. **J. Aquat. Plant Manage.** v.46, p.32-41, 2008.

GETTYS, L.A.; HALLER, W.T.; PETTY, D.G. Biology and control of aquatic plant: **A best management practices handbook**. Aquatic Ecosystem Restoration Foundation, Marietta GA, 210p, 2014.

GLOMSKI, L. M.; NETHERLAND, M. D. Efficacy of fluridone, penoxsulam and bispyribac-sodium on variable-leaf milfoil. **J. Aquat. PlantManage.**, v.46, p.193-196, 2008.

HENDERSON, C.F.; TILTON, E.W. Tests with acaricides against the brow wheat mite. **J. Econ. Entomol.**, v.48, n.2, p.157-161, 1955.

HOFSTRA, D.E.; CLAYTON, J.S. Control of dioecious New Zealand *Hydrilla* using fluridone in mesocosms. **J. Aquat. PantManage.**, v.39, p.125-128, 2001.

JOHNSON, T.C.; MARTIN, T.P.; MANN, R.K.; POBANZ, M.A. Penoxsulam-structure-activity relationship of triazolopyrimidine sulfonamides. **Biorganic & Medicinal Chemistry**, v.17, p.4230-4240, 2009.

KOSCHNICK, T. J.; NETHERLAND, M. D.; HALLER, W. T. Effect of three ALS-inhibitors on five emergent native plant species in Florida. **J. Aquatic. Plant Manage.**, n.45, p.47-51, 2007.

LANGELAND, K.A. *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle (Hydrocharitaceae), "The Perfect Aquatic Weed." **Castanea**. v.61, p.293–304, 1996.

MARTINS, D.; COSTA, N.V.; DOMINGOS, D.V.; RODRIGUES, A.C.P.; CARVALHO, F.T. Efeito do período de exposição a concentrações de diquat no controle de plantas de *Egeria densa*, *Egeria najas* e *Ceratophyllum demersum*. **Planta Daninha**, v.26, n.4, p.865-874, 2008.

MAGALHÃES, D.P.; FILHO, A.S.F. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v.12, n.3, p.355-381, 2008.

MARCONDES, D.A.S.; VELINI, E.D.; MARTINS, D.; TANAKA, R.H.; CARVALHO, F.T.; CAVENAGHI, A.L.; BRONHARA, A.A. Eficiência de fluridone no controle de

plantas aquáticas submersas e efeitos sobre algumas características ambientais. **Planta Daninha**, v.20; p.63-71, 2002, Edição Especial.

MICHELAN, T.S.; SILVEIRA, M.J.; PETSCH, D.K.; PINHA, G.D. The invasive aquatic macrophyte *Hydrilla verticillata* facilitates the establishment of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* in Neotropical reservoirs. **Journal of Limnology**, v.73, n.3, p. 598-602, 2014

MOODY, M.L.; LES, D.H.; DITOMASO, J.M. The role of plant systematic in invasive aquatic plant management. **J. Aquat. Plant Manage.**v.46, p.7-15, 2008.

MORMUL, R.P.; THOMAZ, S.M.; HIGUTI, J. MARTENS. K. Ostracod (Crustacea) colonization of a native and a non-native macrophyte species of Hydrocharitaceae in the Upper Paraná floodplain (Brazil): an experimental evaluation. **Hydrobiologia** v.644, p.185-193, 2010.

NAWROCKI, J.J.; RICHARDSON, R.J.; HOYLE, S.T. Monoecious hydrilla tuber dynamic following various management regimes on four North Carolina reservoirs. **J. Aquat. Plant Manage.**, v.54, p.12-19, 2016.

NETHERLAND, M.D. Comparative susceptibility of fluridone resistant and susceptible hydrilla to four ALS inhibiting herbicides under laboratory and greenhouse conditions. **J. Aquatic Plant Manage.** v.49, p.100-106, 2011.

OLELEYE, V.F.; AKINYEMIJU, O.A. Effect of a glyphosate (N- (phosphonomethy) glycine) application to control *Eichhornia crassipes* on fish composition and abundance in Abiala creek. Niger delta, Nigéria. **J. Environ. Managem.** v. 47, n. 2, p. 115-122, 1996.

PASCHOALATO, C.F.P.R.; TRIMAILOVAS, M.R.; BERNARDO, L.D. Formação de subprodutos orgânicos halogenados nas operações de pré-oxidação com cloro, ozônio e peroxônio e pós cloração em água contendo substancia húmicas. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.13, p.313-322, 2008.

PENNINGTON, T.G.; SKOGERBOE, J.G.; GETSINGER, K.D. Herbicide/copper combinations for improved control of *Hydrilla verticillata*. **J. Aquatic. PlantManage.**, v.39, p.56-58, 2001.

PITELLI, R.L.C.M.; PITELLI, R.S.; RODRIGUES, C.J.; DIAS, J.H.P. Manual de **identificação das plantas aquáticas de Porto Primavera**. 1. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2012. V.500. 56p.

POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasileira**, v.12, n.3, p.406-424, 2008.

SAMUILOV, V.D.; TIMOFEEV, K. N.; SINITSYN, S.V.; BEZRYADNOV, D.V. "H₂O₂ - induced inhibition of photosynthetic O₂ evolution by *Anabaena variabilis* cells". **Biochemistry (Moscow)**. v.69, n.8, 926–933, 2004.

SILVA, A.E.P.; ANGELIS, C.F.; MACHADO, L.A.T.; WAICHAMAN, A.V. Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. **Acta Amazônica**. v.38, n.4, p.733-742, 2008.

SILVA, D.S.; MARQUES, E.E.; LÓLIS, S.F. Macrófitas aquáticas: "vilãs ou mocinhas"? **Revista Interface (Porto Nacional)**, n. 4, 2012.

SONDHIA, S.; RAJPUT, S.; VARMA, R.K.; KUMAR, A. Biodegradation of the herbicide penoxsulam (triazolopyrimidine sulphonamide) by fungal strains of *Aspergillus* in soil. **Applied Soil Ecology**, v.105, p.196-206, 2016.

SOUSA W.T.Z.; THOMAZ, S.D.; MURPHY, K.J. Response of native *Egeria najas* Planch. and invasive *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle to altered hydroecological regime in a subtropical river. **Aquatic Bot.**, v.92, p.40-48, 2010.

SOUSA, W.T.Z. *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae), a recent invader threatening Brazil's freshwater environments: a review of the extent of the problem. **Hydrobiologia**. v.669, p.1-20, 2011.

TANAKA, R.H.; VELINI, E.D.; MARTINS, D.; BRONHARA, A.A.; SILVA, M.A.S.; CAVENAGHI, A.L.; TOMAZELA, M.S. Avaliação de herbicidas para o controle de egéria em laboratório, caixa-d'água e represa sem fluxo de água. **Planta Daninha**, v.20, p.73-81, 2002. Edição Especial.

THOMAZ, S.M.; CARVALHO, P.; PADIAL, A.A.; KOBAYASHI, J.T. 2009. Macrophytes in the Upper Parana River floodplain: long term patterns over large spatial scales. **Braz. J. Biol.** v.69, n.617–625, 2009.

WERSAL, R.M.; MADSEN, J.D. Combination of penoxulam and diquat as foliar applications for control of waterhyacinth and common salvinia: Evidence of herbicide antagonism. **J. Aquat. Plant Manage.**, v. 48, n. 1, p. 21-25, 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Office of water regulation and standards. Washington , DC 20460, 440/5-86-001; May 1, 1986

UNIVERSITY of FLORIDA – UF/IFAS: Herbicides registered for use in Florida water. site<<http://plants.ifas.ufl.edu/manage/developing-management-plans/chemical-control-considerations/herbicides-registered-for-use-in-florida-waters/>> acesso em 02 de janeiro de 2018 as 19,24 h.

YIN, Y.; ZHANG, Y.; XIAOHAN, L.; ZHU, G.; QIN, B.; SHI, Z.; FENG, L. Temporal and spatial variations of chemical oxygen demand in lake Taihu, China, from 2005 to 2009. **Hidrobiologia**, 665:129-141, 2011.

YUAN G.; FU, H.; ZHONG, J.; LOU, Q.; NI, L.; CAO, T. Growth and C/N metabolism of three submersed macrophytes in response to water depths. **Environ Exp Bot.** v.122, p.94-99, 2016.

WANG, H.; SHI, X. Y.; ZHANG, C.S.; WANG, X.L. Primary studies on the COD distribution and relationship with HAB for high frequency HAB occurrence areas of the East China Sea in spring 2004. **Marine Science** 32: 82–86, 2008.

ZHANG, Y.L.; YANG, L.Y.; QIN, B.Q.; GAO, G.; LUO, L.C.; ZHU, G.W.; LIU, M.L. Spatial distribution of COD and the correlations with other parameters in the northern region of Lake Taihu. **Environmental Science** 29: 1457–1462, 2008.

CAPÍTULO 6 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

O peróxido de hidrogênio foi o produto químico que apresentou com maior eficácia de controle das algas filamentosas (*Spirogyra* e *Pithophora* sp.).

Quando utilizado os produtos isolados e em mistura no controle em condição de bioensaio o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e dicloroisocianurato de sódio di-hidratado (cloro) foram os que promoveram controles mais efetivos das plantas de *C. demersum*. Enquanto o hidróxido de cobre e o herbicida penoxsulam aplicados isolados e o penoxsulam em mistura com o peróxido de hidrogênio e cloro foram mais efetivos no controle da *H. verticillata*.

Para *E. najas* e *E. densa*, o hidróxido de cobre, peróxido de hidrogênio e o cloro promoveram os controles mais eficientes, bem como a redução da biomassa fresca e biomassa seca em condição de bioensaio.

E no experimento em condição de mesocosmos o peróxido de hidrogênio na maior dose (20,00 mg L⁻¹) promoveu o controle mais elevado de *C. demersum*; *E. najas*; *E. densa* e *H. verticillata* até 30 DAA. Os tratamentos testados não afetaram as variáveis de qualidade da água (oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, temperatura, DBO e DQO), na biomassa seca das plantas e entre o peso e número de tubérculos da *H. verticillata*, porém o uso do herbicida penoxsulam em mistura com peróxido (0,15 mg L⁻¹) reduziu a porcentagem de tubérculos germinados.

