

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

ANA CAROLINA DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE E RISCO AMBIENTAL DA DELTAMETRINA
PARA ORGANISMOS AQUÁTICOS**

Ilha Solteira
2025

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ANA CAROLINA DE OLIVEIRA

**AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE E RISCO AMBIENTAL DA DELTRAMETINA
PARA ORGANISMOS AQUÁTICOS**

Dissertação apresentada a Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Profª. Dra. Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro
Orientadora

Prof. Dr. Claudinei da Cruz
Coorientador

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

O48a Oliveira, Ana Carolina de.
Avaliação da ecotoxicidade e risco ambiental da deltametrina para organismos aquáticos / Ana Carolina Oliveira de. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2025
76 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2025

Orientador: Juliana Heloísa Pine Américo Pinheiro

Co-orientador: Claudinei da Cruz

Inclui bibliografia

1. Agrotóxicos. 2. Bioindicadores. 3. Ecotoxicologia. 4. Formulações .


Amanda Sertori dos Santos

Biblioteca - CRB/8-8061
Seção Técnica de Referência, Atendimento ao
Usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE E RISCO AMBIENTAL DA DELTAMETRINA PARA ORGANISMOS AQUÁTICOS

AUTORA: ANA CAROLINA DE OLIVEIRA

ORIENTADORA: JULIANA HELOISA PINÊ AMÉRICO PINHEIRO

COORIENTADOR: CLAUDINEI DA CRUZ

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em null, área: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Comissão Examinadora:

 Documento assinado digitalmente
JULIANA HELOISA PINE AMERICO PINHEIRO
Data: 19/02/2025 13:13:57-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. JULIANA HELOISA PINÊ AMÉRICO PINHEIRO (Participação Virtual)
Departamento de Ciencia Florestal, Solos e Ambiente / Faculdade de Ciencias Agronomicas - UNESP

 Documento assinado digitalmente
ROSANE FREIRE BOINA
Data: 19/02/2025 14:03:56-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. ROSANE FREIRE BOINA (Participação Virtual)
Departamento de Quimica e Bioquimica / Faculdade de Ciências e Tecnologia - UNESP

 Documento assinado digitalmente
CASSIANA MARIA REGANHAN CONEGLIAN
Data: 19/02/2025 15:04:23-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profa. Dra. CASSIANA MARIA REGANHAN CONEGLIAN (Participação Virtual)
Departamento Ambiental / Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP

Ilha Solteira, 19 de fevereiro de 2025

DEDICATÓRIA

Dedico meu trabalho a todos os meus familiares que estiveram comigo durante esta jornada. Em especial, minha mãe Ana Paula e meu pai Antônio e Bira, que nunca mediram esforços para me apoiar. E principalmente, a minha avó Lina (*in memorium*), sem ela seria impossível estar aqui hoje.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por conseguir concluir mais essa etapa da minha vida profissional dentre tantas outras que aconteceram.

A toda minha família pelo carinho, apoio, dedicação e compreensão durante esses anos principalmente minha mãe, meu padrasto/pai e avó por sempre me acompanharem em todos os momentos em que estiveram comigo e nunca me deixaram desistir.

Ao Victor, meu companheiro de vida e futuro marido por todo apoio, paciência e por sempre me incentivar a nunca desistir dos meus sonhos.

A professora Juliana Heloisa Pinê Américo Pinheiro por ter me escolhido como orientada e por sempre me ajudar e incentivar a melhorar, e principalmente por sempre me ajudar independente do horário ou dia, sempre estive ali pronta para apoiar e ajudar e principalmente por tanto conhecimento trocado durante esse período, com certeza ela é uma grande inspiração como profissional para todos a sua volta.

Ao professor Claudinei da Cruz, que sempre me incentivou a fazer o mestrado e hoje estamos aqui. Por aceitar nosso trabalho em seu laboratório e grupo de pesquisa LEEA (Laboratório de Ecotoxicologia e Eficácia de Agrotóxicos), laboratório que pude aprender e conviver durante toda trajetória da graduação e pós-graduação (7 anos).

A toda equipe do LEEA, a melhor equipe que eu já tive, amigos queridos que levarei para sempre comigo. Em especial elas, minhas queridas amigas Isabella, Pamela, Ana Beatriz e Nathalia amigas que a pesquisa me deu para a vida toda. E ao meu querido amigo, Wilson pela amizade de tantos anos, sempre disposto a ajudar.

Agradeço muito também a Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela aprovação de bolsa durante esse período.

Ao Departamento de Engenharia Civil e ao Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais da Unesp de Ilha Solteira.

RESUMO

A deltametrina (DTN) é um inseticida que pertence ao grupo dos piretróides e é utilizado em várias culturas agrícolas e outras atividades não agrícolas, podendo ser transportado para o ambiente aquático por diversas rotas ambientais. O objetivo deste estudo foi avaliar a ecotoxicidade (CL50/CE50) e o risco ambiental da deltametrina, em duas formulações comerciais, para as plantas aquáticas *Lemna minor*, *Wolffia brasiliensis* e *Azolla caroliniana*, para o molusco *Pomacea canaliculata* e para os peixes mato-grosso (*Hyphessobrycon eques*), paulistinha (*Danio rerio*) e pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e determinar o risco ambiental das formulações comerciais utilizadas (Decis® e K-Othrine®). As plantas aquáticas foram aclimatadas em sala de bioensaio em temperatura de $25,0 \pm 2,0$ °C, em meio Hoagland's e fotoperíodo de 12 h, por quatro dias. Nos ensaios de ecotoxicidade aguda para *P. canaliculata* ocorreu a aclimação em sala de bioensaio com temperatura a $25,0 \pm 2,0$ °C, com fotoperíodo de 16 h de luz, e os animais foram alimentados uma vez ao dia, por dez dias. As concentrações testadas para as duas formulações foram 0,10; 0,32; 1,05; 3,43; 11,15; 36,25 e 117,84 mg L⁻¹. Para os peixes foram utilizadas as concentrações de 0,0000585 ; 0,000234; 0,000937; 0,00375 e 0,0150 mg L⁻¹ para o Decis® e para a formulação K-Othrine® as concentrações foram 0,1; 0,32; 1,05; 3,43; 11,15; 36,25 e 117,84 mg L⁻¹. Em todos os ensaios utilizou-se recipientes controle (meio de cultivo ou água sem o inseticida). Para *L. minor*, o inseticida DTN (Decis®) apresentou concentração letal 50% (CL50;7d) de 4,71 mg L⁻¹, para *A. caroliniana* a CL50;7d foi de 4,48 mg L⁻¹ e para a *W. brasiliensis* a CL50;7d de 2,04 mg L⁻¹, sendo considerado moderadamente tóxico para as plantas bioindicadoras. De acordo com a ecotoxicidade da formulação K-Othrine® (CL50;7d > 117,84 mg L⁻¹) para as três plantas, o inseticida foi classificado como praticamente não tóxico. Para o caramujo a CL50;48h da DTN (Decis®) foi 5,71 mg L⁻¹, sendo considerado moderadamente tóxico e para o K-Othrine® a CL50;48h foi > 117,84 mg L⁻¹ (praticamente não tóxico). Para o peixe *H. eques*, o inseticida apresentou CL50;48h de 0,000637 mg L⁻¹ para a formulação Decis® (extremamente tóxico) e de 8,03 mg L⁻¹ para o K-Othrine® (moderadamente tóxico). A CL50;48h para o *D. rerio* foi de 0,001011 mg L⁻¹ na formulação Decis® (extremamente tóxico) e para a formulação K-Othrine® foi de 2,60 mg L⁻¹ (moderadamente tóxico). Para o peixe *P. mesopotamicus* obteve-se a CL50;48h de 0,0014876 mg L⁻¹ para a formulação Decis® (extremamente tóxico). Os peixes apresentaram maior sensibilidade como bioindicadores para as duas formulações do inseticida, pois a variação de ecotoxicidade para os organismos bioindicadores indica influência do tipo de ingrediente inerte (hidrocarbonetos) ou de formulação, sendo relevante estes efeitos em estudos com inseticidas formulados comercialmente.

Palavras-chaves: agrotóxicos, bioindicadores, ecotoxicologia, formulações

ABSTRACT

Deltamethrin (DTN) is an insecticide that belongs to the pyrethroid group and is used in various agricultural crops and other non-agricultural activities and can be transported to the aquatic environment via different environmental routes. Thus, the objective of this study was to evaluate the ecotoxicity (LC50/EC50) of deltamethrin, in two formulations (Decis® and K-Othrine®), for the aquatic plants *Lemna minor*, *Wolffia brasiliensis* and *Azolla caroliniana*, for the mollusk *Pomacea canaliculata* and for mato-grosso fish (*Hyphessobrycon eques*), zebrafish (*Danio rerio*) and pacu (*Piaractus mesopotamicus*). To this end, the aquatic plants were acclimatized in a bioassay room at a temperature of 25.0 ± 2.0 °C, in Hoagland's medium and a 12-hour photoperiod, for four days. The concentrations tested were 0.10; 0.32; 1.05; 3.43; 11.15; 36.25 and 117.84 mg L⁻¹ for both formulations. In the acute ecotoxicity tests for the snail (*P. canaliculata*), acclimatization occurred in a bioassay room with a temperature of 25.0 ± 2.0 °C, with a photoperiod of 16 hours of light, and fed once a day, for ten days. The concentrations evaluated were 0.10; 0.32; 1.05; 3.43; 11.15; 36.25 and 117.84 mg L⁻¹ for both formulations. For fish, the following concentrations were used: 0.0000585 ; 0.000234; 0.000937; 0.00375 and 0.0150 mg L⁻¹ and a control, with three replicates each and for the K-Othrine® formulation the concentrations were 0.1; 0.32; 1.05; 3.43; 11.15; 36.25 and 117.84 mg L⁻¹. For *L. minor* the insecticide DTN (Decis®) presented a 50% lethal concentration (LC50;7d) of 4.71 mg L⁻¹, for *A. caroliniana* the LC50;7d was 4.48 mg L⁻¹ and for *W. brasiliensis* the LC50;7d of 2.04 mg L⁻¹, being considered moderately toxic for the three bioindicators. In the K-Othrine® formulation, ecotoxicity (LC50;7d > 117.84 mg L⁻¹) for the three plants, being classified as practically non-toxic. For the snail *P. canaliculata* the LC50;48h of DTN (Decis®) was 5.71 mg L⁻¹, being considered moderately toxic and for K-Othrine® the LC50;48h was > 117.84 mg L⁻¹ (practically non-toxic). For the fish *H. eques*, deltamethrin presented an LC50;48h of 0.000637 mg L⁻¹ for the Decis® formulation (extremely toxic) and 8.03 mg L⁻¹ for K-Othrine® (moderately toxic). The LC50;48h for zebrafish was 0.001011 mg L⁻¹ Decis® formulation (extremely toxic) for the K-Othrine® formulation was 2.60 mg L⁻¹ (moderately toxic). For pacu fish (*P. mesopotamicus*), it presented a LC50;48h of 0.0014876 mg L⁻¹ for the Decis® formulation (extremely toxic). Fish showed the best response as bioindicators for the two insecticides formulations, as the variation in ecotoxicity for bioindicator organisms indicates of the type of inert ingredient of formulation, with these effects being relevant in studies with commercially formulated insecticides.

Keywords: bioindicators, acute toxicity, pesticides

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura química da deltametrina

Figura 2 – *Lemna minor*

Figura 3 – *Azolla caroliniana*

Figura 4 – *Wolffia brasiliensis*

Figura 5 – *Pomacea canaliculata*

Figura 6 – *Hyphessobrycon eques*

Figura 7 – *Danio rerio*

Figura 8 – *Piaractus mesopotamicus*

Figura 9 – Dinâmica ambiental de Agrotóxicos

Figura 10 – Fluxograma de atividades realizadas no presente estudo.

Figura 11 – Montagem do experimento com a macrófita *W. brasiliensis* com a solução Hoagland's. B: Avaliação do experimento com a macrófita *A. caroliniana*. C e D: Aplicação da deltametrina em macrófitas aquáticas. E e F: Avaliação do ensaio preliminar com as macrófitas *L. minor*, *A. caroliniana* e *W. brasiliensis*.

Figura 12 – A: Aclimação das macrófitas antes da montagem dos ensaios. B e C: Montagem dos ensaios com as macrófitas. D: Preparo da solução estoque com o inseticida deltametrina. E: Aplicação do inseticida diluído em 50 mL de Hoagland's. F: Ensaio ecotoxicológico após a aplicação do agrotóxico utilizado no presente estudo.

Figura 13 – Esquema de instalação, exposição e avaliação dos ensaios ecotoxicológicos da deltametrina para as plantas aquáticas.

Figura 14 – Esquema de instalação, exposição e avaliação dos ensaios ecotoxicológicos da deltametrina (DTN) para o caramujo (*P. canaliculata*).

Figura 15 – A, B e C: ensaio ecotoxicológico do organismo *P. canaliculata*. D: Avaliação de qualidade de água do ensaio com *P. canaliculata*. E: Cultivo do caramujo *P. canaliculata* e desova. F: Desova do caramujo *P. canaliculata*.

Figura 16 – Esquema de instalação, exposição e avaliação dos ensaios ecotoxicológicos da deltametrina (DTN) para os peixes bioindicadores.

Figura 17 – A: Pesagem do organismo *D. rerio* para início do ensaio. B e C: Ensaio ecotoxicológico com o peixe paulistinha *D. rerio*. D, E e F: Pipetagem e aplicação do inseticida deltametrina para o organismo *D. rerio*. F: Avaliação de qualidade de água com os parâmetros: condutividade elétrica, pH, oxigênio e temperatura.

Figura 18 – A: Preparando a ração para alimentação do peixe pacu (*P. mesopotamicus*). B, C, D e E: Ensaio com o organismo bioindicador pacu (*P. mesopotamicus*). F: Peixe pacu (*P. mesopotamicus*) após 24 horas de exposição em óbito.

Figura 19 – Imagem A: *Lemna minor* para a formulação Decis. Imagem B: *Lemna minor* para a formulação K-Othrine.

Figura 20 – Imagem A: *Wolffia brasiliensis* para a formulação K-Othrine. Imagem B: *Wolffia brasiliensis* para a formulação Decis. No segundo grupo de imagem, imagem A: *Azolla caroliniana* para a formulação Decis. Imagem B: *Azolla caroliniana* para a formulação K-Othrine.

Figura 21 – Imagem A: Bioindicador mato grosso já sem vida devido ao inseticida do ensaio (Decis). Imagem B: Avaliação de qualidade de água durante o período experimental. Imagem C: Ensaio realizado em laboratório bioensaio. Imagem D: Peixe mato-grosso após avaliação de mortalidade.

Figura 22 – Imagens A e B: Mortalidade do organismo bioindicador pacu, com nítida hemorragia via bucal. Imagem C: Ensaio de ecotoxicidade aguda também do bioindicador pacu, com mortalidade em quase todas as concentrações.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características físico-químicas do inseticida piretróide utilizado nos ensaios nas duas formulações utilizadas: Deltametrina (DTN) (Decis e K-Othrine).

Tabela 2 – Classes de risco de intoxicação segundo Goktepe (2004).

Tabela 3 – Ecotoxicidade aguda (mg L^{-1}) da substância referência NaCl para as plantas aquáticas.

Tabela 4 – Concentração efetiva ($\text{CE}_{50};48\text{h}$) para o caramujo e concentração letal ($\text{CL}_{50};48\text{h}$) da substância referência KCL para os peixes.

Tabela 5 – Concentração de letal estimada ($\text{CL}_{50};7\text{d}$) da deltametrina (mg L^{-1}), das duas formulações para as plantas aquáticas

Tabela 6 – Concentração efetiva 50% estimada ($\text{CE}_{50};48\text{h}$) para o caramujo e concentração letal 50% ($\text{CL}_{50};48\text{h}$) para os peixes da deltametrina nas formulações Decis® e K-Othrine®.

Tabela 7 – Resultados dos valores do quociente de risco (RQ) e suas classificações de risco para a DTN na formulação agrícola Decis® para aplicação aérea representando pelas diluições da CAE e a CE/CL_{50} dos organismos bioindicadores avaliados, considerando-se a maior dose recomendada para as culturas de grande importância econômica em aplicação aérea (40 L i.a ha^{-1}) em corpos d'água com área de 1 há e 0,3 m de profundidade.

Tabela 8 – Resultados dos valores do quociente de risco (RQ) e suas classificações de risco para a DTN na formulação agrícola Decis para aplicação terrestre, representando pelas diluições da CAE e a CE/CL_{50} dos organismos bioindicadores avaliados, considerando-se a maior dose recomendada para as culturas de grande importância econômica ($200 \text{ L i.a ha}^{-1}$) em corpos d'água com área de 1 há e 0,3 m de profundidade.

Tabela 9 – Resultados dos valores do quociente de risco (RQ) e suas classificações de risco para a DTN na formulação agrícola K-Othrine®, representando pelas diluições da CAE e a CE/CL_{50} dos organismos bioindicadores avaliados, considerando-se a maior dose recomendada para as culturas de grande importância econômica (8 ml i.a) em corpos d'água com área de 1 hectare e 0,3 m de profundidade.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVO GERAL	16
3	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
4	REVISÃO DE LITERATURA	18
4.1	EFEITOS DOS AGROTÓXICOS NOS SERES VIVOS	18
4.2	INSETICIDAS PIRETRÓIDES.....	19
4.3	AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL	20
4.4	ORGANISMOS AQUÁTICOS UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE	21
4.5	<i>Lemna minor, Azolla Caroliniana, Wolffia Brasiliensis</i>	22
4.6	<i>Pomacea canaliculata</i>	25
4.6.1	<i>Hyphessobrycon eques, Danio rerio, Piaractus mesopotamicus</i>	26
4.6.2	Dinâmica ambiental de agrotóxicos.....	27
4.6.3	Ecotoxicidade de piretróides para organismos aquáticos	29
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	32
5.1	ENSAIO DE ECOTOXICIDADE PARA AS PLANTAS AQUÁTICAS	33
5.2	ENSAIO DE ECOTOXICIDADE PARA O CARAMUJO (<i>P. Canaliculata</i>).....	37
5.3	ENSAIO DE TOXICIDADE AGUDA PARA OS PEIXES	40
5.4	ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	45
5.5	AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL DO INSETICIDA DELTAMETRINA	45
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
6.1	RESULTADOS OBTIDOS NO ENSAIO COM AS SUBSTÂNCIAS DE REFERÊNCIAS	47
6.2	RESULTADOS DO ENSAIO DE ECOTOXICIDADE AGUDA DA DTN PARA AS PLANTAS AQUÁTICAS.....	48
6.3	RESULTADOS DA ECOTOXICIDADE PARA A DTN O CARAMUJO (<i>P.</i> <i>canaliculata</i>) E PARA OS PEIXES MATO GROSSO (<i>H. eques</i>), PAULISTINHA (<i>D.</i> <i>Rerio</i>) E PACU (<i>P. mesopotamicus</i>).....	52
6.4	RISCO DE INTOXICAÇÃO AMBIENTAL PARA OS ORGANISMOS DO ESTUDO NAS DUAS FORMULAÇÕES (AGRÍCOLA E NÃO AGRÍCOLA) DA DTN	59
7	CONCLUSÃO	65
	REFERÊNCIAS.....	66

1 INTRODUÇÃO

Os agrotóxicos são utilizados na agricultura para controle de doenças, plantas daninhas e de pragas, em que causam danos econômicos à produção agrícola. Estes produtos químicos quando utilizados de forma inadequada ou aplicados incorretamente podem causar impactos negativos ao meio ambiente, especialmente, aos ecossistemas aquáticos (Fillos *et al.*, 2020). No Brasil, entre os poluentes ambientais, os agrotóxicos representam boa parte dos problemas de exposição ambiental a organismos não alvos e contaminação dos ecossistemas, com comercialização de 719.507,44 toneladas de ingredientes ativos em 2022, sendo 92.625,19 toneladas de inseticidas, e em 2023 passou para 91.699,129 toneladas (IBAMA, 2023).

A avaliação de dinâmica ambiental dos agrotóxicos é importante principalmente na determinação das possibilidades da exposição, uma vez que, com a contaminação de diferentes matrizes ambientais como a ar, solo, águas superficiais e subterrâneas (Valarini *et al.*, 1998). Assim, os estudos ecotoxicológicos podem contribuir nas avaliações de dose-resposta de acordo com o risco associado a exposição. A ecotoxicidade e dinâmica ambiental são importantes para monitorar e avaliar os efeitos tóxicos, e com isso a diminuição do uso por contaminação de matrizes ambientais por substâncias tóxicas, como os agrotóxicos, metais, corantes, hormônios, compostos orgânicos voláteis e fármacos, podem causar efeitos diretos e indiretos à saúde humana e aos seres vivos (Rajput *et al.*, 2021).

Para regulamentação dos usos e subdivisão desses compostos de acordo com o risco ambiental, os ensaios de ecotoxicidade são executados para analisar e mensurar os efeitos dos agrotóxicos nos organismos não alvos (Malaspina, 2016). Esses estudos ecotoxicológicos com agrotóxicos são realizados para observar o comportamento ambiental de substâncias em organismos que estão presentes nos corpos hídricos (Henares *et al.*, 2011).

Os peixes, por exemplo, podem ser expostos em ensaios de forma direta para esses produtos químicos e utilizados como bioindicadores para ensaios de ecotoxicidade (Helfrich *et al.*, 1996). O peixe mato-grosso (*Hyphessobrycon eques*) é uma espécie nativa do Brasil, atualmente muito utilizada em ensaios ecotoxicológicos devido a sua sensibilidade em testes realizados em condições de laboratório (Cruz *et al.* 2008), apontado como bioindicador por (Florêncio *et al.*, 2014). Os bioindicadores devem obter pré-requisitos para serem utilizados, como sensibilidade ao ensaio, tamanho adequado para que possa ser realizado análise dos tecidos se necessário, ser acessível em relação a disponibilidade, manuseio e manejo para que sejam criados em ambiente de laboratório (Burger *et al.*, 2013).

É possível avaliar os efeitos tóxicos de agrotóxicos nos ambientes aquáticos, em condições laboratoriais, por meio de ensaios de ecotoxicidade com organismos bioindicadores. Um dos principais objetivos dos ensaios ecotoxicológicos é analisar de forma mais rigorosa as substâncias tóxicas nos organismos não alvos, uma vez que esses organismos sobrevivem e estão presentes nos ecossistemas aquáticos e podem sofrer alterações patológicas devido a quantidade de substâncias químicas presentes no ambiente em que sobrevivem, o que aumenta a sensibilidade desses organismos (Prestes *et al.*, 2013).

Os organismos que podem ser utilizados como bioindicadores, sobrevivem em diferentes ecossistemas, e são denominados, uma vez que, se tornam-se muito sensíveis a estresses e perturbações humanas, como a exposição a substâncias químicas (Arias *et al.*, 2007). O uso desses organismos abrange diversos níveis tróficos e isso, auxilia no conhecimento sobre em que nível o contaminante, seja ele um agrotóxico, pode interagir com o organismo exposto e o tanto que ele pode ser suscetível a ação do contaminante (Bagliano, 2012).

Os bioindicadores são utilizados para identificação de danos que podem ocorrer no ambiente de acordo com a contaminação de agrotóxicos muito utilizado para o monitoramento ambiental de qualidade de água. Os gêneros mais comuns nos corpos hídricos, como macrófitas, crustáceos e peixes são os que possibilitam a estabilidade e a integridade ecológica (Silva-de-Sá *et al.*, 2019).

Os agrotóxicos podem causar efeitos colaterais capazes de causar letalidade ou subletalidade nos organismos que sobrevivem em ecossistemas aquáticos, como os peixes, algas, moluscos e crustáceos (Américo-Pinheiro *et al.*, 2015). Estudos sobre ecotoxicidade de inseticidas e seus impactos em organismos não alvos, comprovaram que essas substâncias são capazes de provocar alterações bioquímicas, hematológicas e histopatológicas em peixes de diferentes espécies expostos a esses contaminantes, como exemplo no estudo citado foi utilizada a tilápia (*Oreochromis niloticus*) como peixe bioindicador para o inseticida imidacloprid e carbofuran (Américo-Pinheiro *et al.*, 2019; Américo-Pinheiro *et al.*, 2020).

As avaliações ecotoxicológicas dos agrotóxicos são realizadas por ensaios laboratoriais com organismos bioindicadores, tanto organismos terrestres como aquáticos. Os organismos que são mais utilizados em ensaios ecotoxicológicos são os peixes, os crustáceos e algumas plantas aquáticas (Cruz *et al.*, 2016; Américo-Pinheiro *et al.*, 2020; Marques *et al.*, 2021; Kreuger; Goedkoop, 2021). São considerados bioindicadores, segundo Arias *et al.*, (2007), organismos que pertencem a diferentes níveis tróficos e principalmente, quais desses gêneros tem mais sensibilidade ao agrotóxico ou fármaco proposto para os ensaios ecotoxicológicos.

Dentre os agrotóxicos utilizados na agricultura, a classe dos inseticidas é de extrema importância por sua eficácia em controle de insetos pragas. Dentre os inseticidas, a deltametrina (deltamethrin (S)- α -cyano-3-phenoxybenzyl (1R, 3B) -3- (2,2-dibromovinyl) - 2,2-dimethylcyclopropane carboxylate) é um inseticida sintético utilizado no Brasil na agricultura, em produtos veterinários e em domissanitário (substâncias ou preparações químicas utilizadas para higienizar, desinfetar ou desinsetizar ambientes domésticos, públicos ou coletivos). Este produto apresenta um amplo espectro de atividade, rápida ação, eficaz e poder residual baixo em relação aos outros grupos de inseticidas, considerado praticamente não tóxico para mamíferos (De Carvalho *et al.*, 2017).

Com isso, os ensaios ecotoxicológicos deste estudo foram realizados em condições de laboratório com diferentes bioindicadores, sendo eles aquáticos e de diferentes níveis tróficos, como plantas aquáticas, crustáceos, peixes e moluscos, utilizando o inseticida deltametrina, este que não é citado na Resolução CONAMA 357/2005, além da análise de risco ambiental realizada. O estudo obteve duas diferentes formulações de deltametrina: Decis e K-Othrine. Com isso, este estudo se torna importante para a legislação brasileira poder observar os padrões necessários as variáveis de qualidade de água doce, do qual a deltametrina pode causar prejuízos aos organismos aquáticos não-alvos. Os estudos de ecotoxicidade aguda e risco ambiental podem ser uma forma de auxiliar e gerar resultados sobre os efeitos de ecotoxicidade aguda ou crônica dos agrotóxicos ou fármacos em organismos não alvos, uma vez que esses sobrevivem em ecossistemas aquáticos e são atingidos por essas substâncias.

2 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar a ecotoxicidade e risco ambiental do inseticida piretróide deltametrina para as formulações Decis e K-Othrine.

3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos deste estudo foram:

- i) Avaliar a ecotoxicidade aguda (CL50;7d) da deltametrina, em duas formulações, para as plantas aquáticas lentilhas d'água (*Lemna minor* e *Wolffia brasiliensis*) e para a samambaia d'água (*Azolla caroliniana*);
- ii) Avaliar a ecotoxicidade aguda (CE50;48h) da deltametrina para o caramujo (*Pomacea canaliculata*);
- iii) Avaliar a ecotoxicidade aguda (CL50;48h) da deltametrina para os peixes matogrosso (*Hyphessobrycon eques*), paulistinha (*Danio rerio*) e pacu (*Piaractus mesopotamicus*);
- iv) Avaliar o risco ambiental do inseticida deltametrina para as duas formulações comerciais utilizadas (Decis/K-Othrine).

4 REVISÃO DE LITERATURA

4.1 EFEITOS DOS AGROTÓXICOS NOS SERES VIVOS

A utilização de agrotóxicos no Brasil obteve um aumento de forma significativa por estar relacionado a agricultura e o aumento da produtividade, de acordo com o alto índice de doenças, pragas e plantas daninhas nas culturas o uso os agrotóxicos é essencial para o combate desses problemas na agricultura. No ano de 1991, o Brasil era um dos países que tinha menor consumo de agrotóxicos em relação aos Estados Unidos (EUA), porém no ano de 2015, passaram a consumir 400 mil toneladas/ano, isso ocorreu devido a alta demanda de produtividade e produção agrícola (Daufenback *et al.*, 2022).

A pulverização com agrotóxicos no território nacional está avaliada em cerca de 900 milhões de litros no ano, onde 76% são aplicados para as culturas de soja, milho e cana utilizadas para exportação (Lara, 2019). Uma vez que o Brasil é o segundo maior exportador do setor agrícola e agropecuário, para manter a produção, eles utilizam uma alta demanda de sementes transgênicas e insumos agrícolas, como fertilizantes e agrotóxicos (Pignati *et al.*, 2017).

No meio rural, há diversos estudos com destaque em grandes e pequenos agricultores, que são os maiores grupo expostos aos agrotóxicos e com maiores riscos a saúde de acordo com a exposição crônica a essas substâncias. É importante ressaltar que a população, tanto seres humanos como animais podem apresentar efeitos crônicos pela exposição devido a água contaminada e principalmente pelos alimentos, como exemplo a cultura do pimentão, com maiores resíduos de agrotóxicos comprovados cientificamente (Daufenback *et al.*, 2022).

De acordo com os impactos negativos causados pelos agrotóxicos, as formas de contaminação e intoxicação aguda e/ou crônica são as mais discutidas e com maior importância para o bem-estar do prestador de serviços, com cerca de 30% dos produtos utilizados na agricultura que podem atingir de fato o alvo e o restante ser perdido em solo, água, ar e nas plantas (Ribeiro *et al.*, 2022).

A toxicidade às pessoas e ao ambiente podem causar efeitos danosos que podem variar de acordo com o agrotóxico utilizado, a maneira como foi exposta e principalmente de que forma a pessoa foi exposta ao contaminante, como via epidérmica e alimentar. Algumas consequências podem ser: alergias, distúrbios gastrointestinais, respiratórios, endócrinos, reprodutivos e neurológicos. Os grupos mais sensíveis a essas consequências citadas acima, são

os trabalhadores expostos de forma direta, devido ao uso incorreto do equipamento de proteção individual (EPI), crianças, gestantes e pessoas com problemas de saúde (Ribeiro *et al.*, 2022).

O uso incorreto desses agrotóxicos pode acarretar a degradação do solo, dos recursos hídricos e atingir a saúde humana, uma vez que é muito discutido que quando muito expostos a essas substâncias tóxicas, principalmente quando não há o uso correto de equipamento de proteção individual (EPI), pode acarretar problemas graves de saúde, como problemas no sistema nervoso e doenças mais graves como o câncer (Vieira *et al.*, 2017).

4.2 INSETICIDAS PIRETRÓIDES

Os inseticidas são utilizados em campo para controle de insetos pragas, grande problema atual por comprometer culturas implantadas, o principal além da utilidade do componente é o ingrediente ativo e a utilização desses inseticidas auxiliam para exterminar insetos transmissores de doenças. Esses inseticidas são diferenciados pela sua forma de origem, e podem ser de forma biológica ou sintético, de acordo com seu ingrediente ativo (Ali *et al.*, 2023).

A composição é como esse agrotóxico é fabricado e aplicado, de como é a sua absorção diante do alvo que será aplicado. O principal componente é o princípio ativo, responsável por compor a molécula do agrotóxico e pelo modo de ação do agrotóxico, que pode ter em sua composição diferentes componentes além do ingrediente ativo, como uma mistura de diferentes ativos e/ou inertes para potencializar o seu funcionamento (Ascough *et al.*, 2008; Karlik, 2003).

A dinâmica de como esses produtos devem chegar até o alvo depende principalmente do tamanho, a forma química e a composição das moléculas (Bloom *et al.*, 1962). A maneira como essas moléculas funcionam está ligada diretamente com a estrutura química do ingrediente ativo determinado e ao seu mecanismo de ação, que por meio dele é possível saber como esse composto agirá em seu alvo e como será a estabilidade do produto no meio ambiente (Rezende-Teixeira *et al.*, 2022).

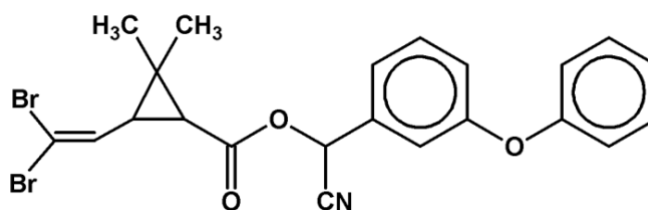
Os agrotóxicos são distribuídos em grupos, como inseticidas, fungicidas, herbicidas, nematicidas, reguladores de crescimento de plantas e outros. Dentro desses grupos estão os piretróides, em que seu deu seguimento pelo piretrum, um conjunto de essências extraídas e trituradas da flor do crisântemo (*Chrysanthemum spp.*), popularmente conhecida pelo efeito repelente a insetos (Ribeiro *et al.*, 2021).

Os piretróides compõem um grupo de inseticidas usado em todo o mundo, com respostas de até 17% do mercado de agrotóxicos. O aumento do uso desses produtos passou por

transformações e mudanças devido ao meio ambiente, pois ocorreram relatos de uso inadequado e ecossistemas contaminados, causando o aumento da ecotoxicidade tanto aguda como crônica nos organismos que ali sobrevivem, como artrópodes aquáticos, abelhas e peixes (Ribeiro *et al.*, 2021).

A deltametrina (Figura 1) é um piretróide e se tornou muito popular por sua baixa toxicidade e ampla margem de segurança para aves (Eladl *et al.*, 2018), e esta substância é capaz de afetar o sistema nervoso dos insetos que os tocam ou ingerem, o que leva a imediata paralisia e óbito das pragas alvos (Elyazar *et al.*, 2011), e considerado um inseticida eficaz para controle de insetos em pombos e ambientes circundantes (Attia e Salem, 2021).

Figura 1 – Estrutura química da deltametrina



Fonte:

4.3 AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL

Os agrotóxicos são denominados produtos químicos e agentes dos processos físicos, uma vez que o uso destes é destinado a agricultura em diferentes setores, como de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos, usados em todo o tipo de cultura implantada. Os métodos utilizados no destino ambiental desses produtos, resulta em propriedades físico-químicas e principalmente na forma como serao aplicado, como está o solo e se há condições ambientais. As formas mais conhecidas de perda do produto aplicado são: lixiviação, escoamento artificial, sorção, degradação química e biológica e volatilização. A lixiviação é o processo em que o produto químico é transportado via solo, dependendo da umidade e porosidade do solo para ocorrer a contaminação de reservatórios, lagos e rios. Assim, os organismos aquáticos ficam expostos a essas substâncias químicas lixiviadas e são contaminados e até mesmo mortos por meio de lixiviação – infiltração no solo e contaminação de água subterrânea (Silva, 2014).

As análises e avaliações de risco ambiental pela utilização dos agrotóxicos é uma etapa importante principalmente para registros de novas moléculas em todo o mundo. Na América do Norte (EUA) a Lei Federal de Controle de Inseticidas, Fungicidas e Rodenticidas

(Federal Insecticide, Fungicide and Rodenticide Act, FIFRA) mostra o início dos regulamentos, vendas e compartilhamento dos produtos. Entre os meios citados, está o registro da avaliação dos riscos que podem ser ocasionados por eles (Pereira, 2005).

A avaliação realizada pode acarretar resultados negativos e com efeitos colaterais causados por esses produtos, como por exemplo, a exposição a uma substância tóxica. Esse processo pode ser utilizado para avaliar e estabelecer os resultados obtidos e avaliados, com auxílio e inclusão de determinadas ligações entre os agrotóxicos e os impactos negativos que eles podem causar, para uma possível tomada de decisão de acordo com o ponto de vista ambiental. Esses impactos são relacionados a características importantes, como funcionais e estruturais (Aquino *et al.*, 2017).

O desenvolvimento da análise de risco ambiental pode ser realizado em quatro etapas: i) coleta de informações; ii) formulação do problema; iii) análise do risco; iv) caracterização do risco. De acordo com essas informações, o resultado deve ser informado ao gestor de risco e principalmente para as empresas e sociedade civil, para ações de administração e diminuição do risco pela agência disciplinar para garantir que a utilização dos agrotóxicos avaliados seja de forma segura (Aquino *et al.*, 2017).

4.4 ORGANISMOS AQUÁTICOS UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE

Os ensaios de ecotoxicidade aguda são realizados para obter conhecimentos sobre os efeitos das substâncias químicas, realizados de diversas formas com diferentes tipos de bioindicadores. São utilizados como bioindicadores plantas (*Lemna minor* e *Azolla caroliniana*, minhocas, moluscos, peixes (*Hyphessobrycon eques*, *Danio rerio*, organismos de porte pequeno com resultados semelhantes de acordo com o contaminante e o *Piaractus mesopotamicus*, peixe conhecido como pacu, nativo do Brasil adaptado para ensaios ecotoxicológicos), aves e mamíferos (Sisinno & Oliveira-Filho, 2013). Estes podem ser utilizados nos ensaios ecotoxicológicos, onde os organismos vivos ficam expostos a substâncias tóxicas em determinado período de ensaio, de acordo com o estudo estabelecido. Podem ser realizados testes agudos com base na concentração determinada com sua aptidão de gerar danos severos e/ou a morte em pouco tempo de exposição, geralmente entre 48 e 96 horas e em níveis crônicos, com ensaios de até 30 dias para observar e avaliar as respostas de toxicidade crônica no organismo (Sisinno & Oliveira-Filho, 2013).

As plantas aquáticas são espécies importantes para utilização nos testes ecotoxicológicos como plantas bioindicadoras, e dentre elas temos a planta aquática *Lemna*

minor, utilizada mundialmente devido a sua sensibilidade a substâncias, possui fácil manejo e cultivo, e uma das pioneiras ao ser afetada por efluentes tóxicos em ecossistemas aquáticos, proposta pela (OECD) e utilizada em ensaios ecotoxicológicos de forma universal (França *et al.*, 2013; Alkimin *et al.*, 2020).

Assim como as macrófitas, os organismos bioindicadores podem ser divididos em peixes e crustáceos, esses que são dependentes dos corpos hídricos em todo seu ciclo de vida, são utilizados como organismos bioindicadores para analisar e avaliar a ecotoxicologia. Ambos os organismos podem possuir interação, mas diferente das macrófitas os organismos como peixes e crustáceos, possuem maior sensibilidade principalmente para os inseticidas, uma vez que esses podem afetar o sistema nervoso central (como os piretróides) e causar efeitos deletérios e/ou o óbito devido a maior sensibilidade a substâncias tóxicas (Jesus *et al.*, 2016).

4.5 *Lemna minor*, *Azolla Caroliniana*, *Wolffia Brasiliensis*

A macrófita *Lemna minor* é uma espécie flutuante que pertence a família Lemnaceae. É uma espécie de angiosperma que se reproduz por meios vegetativos, a partir dos brotos laterais (frondes) que liberam da planta-mãe (Souza *et al.*, 2011). É conhecida mundialmente como padrão internacional e indicada pela OECD Guidelines for the testing of chemicals (OECD, 2002) para avaliar a ecotoxicidade de substâncias químicas e por ser facilmente cultivada, com alta taxa de desenvolvimento em condições de laboratório e com sensibilidade a substâncias. São avaliadas de acordo com as alterações no crescimento e desenvolvimento da macrófita, em que dentro de um ensaio com substância química é observado seu desenvolvimento de acordo com a quantidade de frondes (folhas) que pode aumentar ou diminuir e ocorrer clorose ou necrose, de acordo com a concentração e ingrediente ativo utilizado no ensaio (Kiss *et al.*, 2003).

Figura 2 – *Lemna minor*

Fonte: Próprio autor

A *Azolla caroliniana* é uma planta aquática flutuante, da família Salviniaceae, possui uma pequena estrutura e tem capacidade de absorção de nitrogênio do ar por meio de simbiose. A simbiose da *A. caroliniana* possuem bactérias fixadoras de nitrogênio, macro e micronutrientes na produção do arroz irrigado por ser uma planta aquática e ajudar na decomposição da palhada do arroz, o que auxilia e melhora a qualidade do solo para o próximo plantio devido a grande quantidade de nitrogênio fornecido pela macrófita (Ruschel, 1990). A *A. caroliniana* após estudos, foi considerada como uma planta que pode ser utilizada nos ensaios ecotoxicológicos para monitoramento ambiental de agrotóxicos, como herbicidas e inseticidas por ser sensível a determinadas substâncias e ser uma planta bioindicadora e com a sua presença, pode detectar contaminantes utilizados na agricultura, assim como estudos ecotoxicológicos (Silva *et al.*, 2012).

Figura 3 – *Azolla caroliniana*

Fonte: Próprio autor

A macrófita *Wolffia brasiliensis* faz parte da família Lemnoideae (família da macrófita *L. minor*) e é uma das menores plantas angiospermas. A *Wolffia* é considerada uma das menores plantas do mundo, devido ao seu tamanho e principalmente pelo tamanho das suas frondes, com pouca visibilidade aparente (Pereira *et al.*, 2016). Esse gênero pode ser relatado com alto potencial de fitorremediação e utilizado como organismo bioindicador para ensaios de ecotoxicidade (Ali *et al.*, 2016).

Figura 4 – *Wolffia brasiliensis*

Fonte: Próprio autor

4.6 *Pomacea canaliculata*

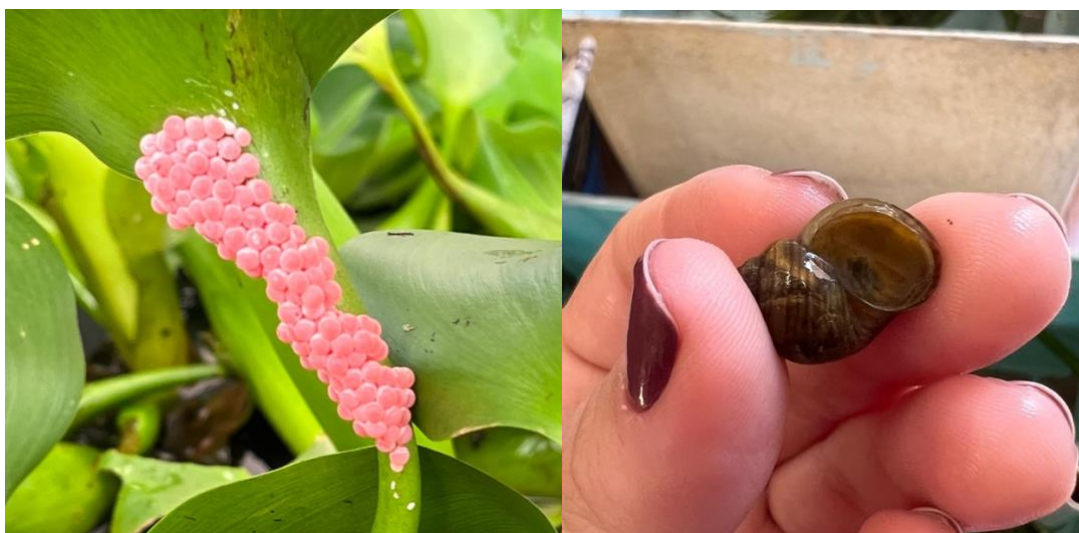
Dentre os organismos aquáticos que podem ser utilizados para ensaios ecotoxicológicos, os invertebrados se destacaram principalmente pela importância em cadeias tróficas e alta resposta de sensibilidade para poluentes químicos (Achiorno *et al.*, 2010). Os moluscos representam a maior parte do reino Animalia, mas não foram considerados na avaliação de risco ambiental pela falta de protocolos padronizados. Porém, os moluscos estão sendo utilizados como indicadores de poluição, como metais, agrotóxicos que são considerados um grupo muito importante de contaminantes emergentes (Tallarico *et al.*, 2014).

Os caramujos são gastrópodes de água doce e o gênero *Pomacea* é o maior dos nove gêneros existentes na família, originários da América do Sul, Centro e do Norte (Hayes *et al.*, 2015). *P. canaliculata* está citada entre as 100 espécies mais invasoras do mundo (Lowe *et al.*, 2000). Assim, o gênero *Pomacea* foi baseado nas características conológicas de algumas espécies, resultando em uma mistura taxonômica (Cowie *et al.*, 2006).

O molusco *P. canaliculata* é originário da América do Sul, apresentam hábitos herbívoros e podem consumir larvas e ovos de outros gastrópodes (Litsinger e Estano, 1993). Possuem alta variação intrapopulacional em tamanho, forma e espessura da concha, podem habitar vários ecossistemas, desde pântanos e lagoas (Martin e Estebenet, 2002).

São consumidores primários por estarem em contato direto com o sedimento, podem ser expostos principalmente a contaminantes que se adsorvem no sedimento que podem ser revolvidos e biodisponibilizados (Duft *et al.*, 2003).

Figura 5 – *Pomacea canaliculata*



Fonte: Próprio autor

4.6.1 *Hyphessobrycon eques*, *Danio rerio*, *Piaractus mesopotamicus*

O gênero *Hyphessobrycon* é composto por 136 espécies pertencentes à ordem Characiformes, que é um grupo entre os pequenos peixes de água doce da América do Sul, compreendendo aspectos herbívoros, onívoros, iliófagos, carnívoros, das quais bastante especializadas (Dagosta *et al.*, 2016). A espécie *Hyphessobrycon eques* (Steindachner, 1882) é originalmente encontrada nas bacias do Amazonas, Guaporé e Paraguai, considerada uma espécie ornamental (Pelice e Agostinho, 2006), popularmente conhecida como “Mato Grosso” e amplamente encontrada em lojas de aquários em diversas regiões do Brasil, mesmo com escassas informações sobre sua ecologia. Atualmente, *H. eques* também é encontrado na bacia do alto rio Paraná e rios do leste do Brasil devido à sua introdução (Buckup *et al.*, 2007).

Figura 6 – *Hyphessobrycon eques*



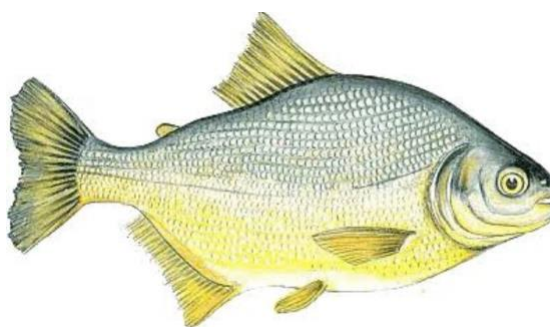
Fonte: Google.

O peixe paulistinha (*Danio rerio*) é um bioindicador padronizado mundialmente em diversas áreas de pesquisa, como genotoxicidade (Canedo e Rocha, 2021), imunotoxicidade (Cheng *et al.*, 2021; Zananandrea *et al.*, 2020), cardiotoxicidade, hepatotoxicidade (Zacaria *et al.*, 2018), neurotoxicidade (d' Amora e Giordani, 2018), também sobre a importância das linhagens transgênicas em estudos toxicológicos e ecotoxicológicos (Garcia *et al.*, 2016; Lai *et al.*, 2021). É um peixe nativo do Sul da Ásia, originário das partes baixas dos rios da Índia, Bangladesh e Nepal. Esta bacia hidrográfica se caracteriza pelo clima de monções, com sazonalidade chuvosa, em que pode exercer grandes efeitos em condições ambientais e no hábitat. É uma espécie que sempre se encontram em cardumes de 5 a 20 indivíduos, sua reprodução ocorre em meses chuvosos, pois é um período de abundância em recursos alimentares (Dammski *et al.*, 2011).

Figura 7 – *Danio rerio*

Fonte: Google

O peixe pacu (*Piaractus mesopotamicus*), família Characidae, faz parte da bacia do Paraná-Paraguai (Holmberg, 1887). Este peixe representa uma das principais raças cultivadas na região neotropical e com grande transcendência comercial (Saint – Paul, 1986). É uma espécie onívora, rústica antecedente e grande taxa de desenvolvimento, o que valoriza ainda mais a espécie e principalmente por obter uma carne de qualidade (Silva, 1985). Destaca-se como um peixe de grande transcendência e ser utilizado como bioindicador em ensaios ecotoxicológicos para agrotóxicos e/ou fármacos.

Figura 8 – *Piaractus mesopotamicus*

Fonte: Google

4.6.2 Dinâmica ambiental de agrotóxicos

O destino dos agrotóxicos no meio ambiente é bastante questionado, principalmente pelo seu comportamento em relação ao solo. Esses produtos são muito utilizados na agricultura, porém são capazes de degradar o solo de forma direta ou indireta. Um exemplo pode ser após uma aplicação de agrotóxico, em que por vezes caem das partes aéreas da cultura e pode contaminar aquele solo, por via de escoamento artificial ou subterrâneo e/ou decomposição (Peña *et al.*, 2020).

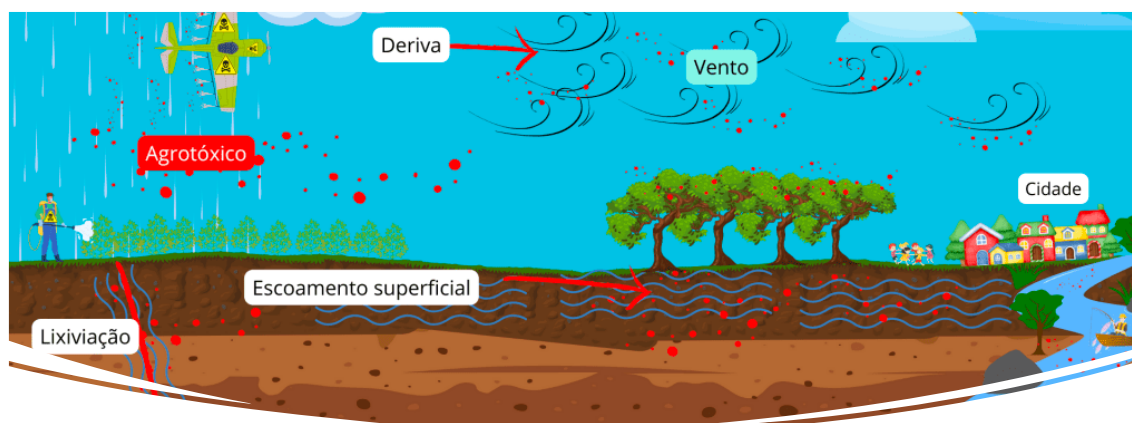
Os agrotóxicos quando adicionados no solo, podem sofrer alterações químicas, físicas e biodegradados que podem determinar o seu destino. Dentre essas alterações temos a adsorção,

dessorção, mobilidade por via perfil do solo, degradação e absorção pelas plantas e se relacionam pelas formas físico-químicas do solo, quantidade do agrotóxico, qual modelo de solo está presente e sobretudo, as condições climáticas (Martínez-Escudero *et al.*, 2022).

Uma das principais partes da pedosfera é o solo, uma camada que ocorre o contato entre atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera e também as passagens de massa e energia dos minerais, ar, matéria orgânica e água para interagir de forma dinâmica para garantir que sobrevivam no planeta Terra (Saljnikov *et al.*, 2022). Ele pode desempenhar um papel ecossistêmico pela sua capacidade de exercer diferentes funções importantes para fazer com que funcione as cadeias de reações que estão interligadas (Lilburne *et al.*, 2020). Um exemplo, é a aptidão para armazenamento e retenção de água, os nutrientes, contaminantes (o que ajuda evitar que escoem em corpos hídricos), armazenar carbono e regular a emissão de gases, como óxido nitroso e metano (Dominati *et al.*, 2014).

Com isso, as características de degradação do solo podem ser vistas como indicativo de diminuição nos rendimentos das colheitas, pois segundo a Organização das Nações Unidas (FAO) a degradação do solo é definida como alteração na saúde do solo, principalmente por diminuir a capacidade ecossistêmica do ambiente (Stocking & Murnaghan, 2019; FAO, 2022). Com a alta demanda de na produção e produtividade de alimentos e a ampliação da população, o uso dos solos em monoculturas, uso inadequado de agrotóxicos e adubos químicos afetam de forma negativa as propriedades e estabilidade do solo, causando a degradação (Oliveira *et al.*, 2018). Esses padrões podem diminuir a condição do solo e aumentar a sua deterioração de acordo com as substâncias químicas que ficam retidas naquele ambiente, como explica a (Figura 9), causando alterações na fertilidade, capacidade de troca catiônica (CTC), pH (solos mais ácidos ou mais básicos), teor de matéria orgânica (Bongue *et al.*, 2019; Saravanan *et al.*, 2022).

Figura 9 – Dinâmica ambiental de Agrotóxicos



Fonte: Próprio autor

4.6.3 Ecotoxicidade de piretróides para organismos aquáticos

Os organismos aquáticos estão em contato direto com substâncias químicas, geralmente denominadas como xenobióticos (Rodrigues, 2003). Os estudos toxicológicos dessas substâncias são necessários e comprovados sua inocuidade e liberadas para comercialização em que elas sejam disponibilizadas no mercado (Bernardi *et al.*, 2008). O grupo dos inseticidas piretróides é o mais utilizado na agricultura, mas o seu uso deve ser monitorado uma vez que, podem causar efeitos danosos aos vertebrados (Santos *et al.*, 2007), os peixes por exemplo, são mais sensíveis aos agrotóxicos (inseticidas), justamente por causarem efeitos neurotóxicos (Sdobodová *et al.*, 2003; Aydin *et al.*, 2005; El-sayed *et al.*, 2007).

De acordo com o elevado consumo de agrotóxicos na agricultura, as pesquisas para potencial de risco ambiental e os malefícios causados pelos agrotóxicos nos organismos não alvo sejam cada vez mais precisos e estudados, para que essas contaminações sejam reduzidas (Mataqueiro, 2006), e analisam as respostas comportamentais, distúrbios, anomalias hematológicas e histopatológica dos órgãos desses organismos (Mishra *et al.*, 2005).

Segundo Tavares *et al.* (2001), os inseticidas quando utilizados de forma incorreta podem ocasionar nos organismos não alvos alterações morfológicas, bioquímicas e fisiológicas, causando disfunções enzimáticas nos organismos. De maneira geral, quanto maior a quantidade de agrotóxicos no ambiente e com tempo mais longo de exposição, maior serão as chances de ocorrer impactos negativos que possam danificar o ecossistema.

Os inseticidas do grupo dos piretróides são utilizados na agricultura devido a sua maior ação em relação aos insetos alvos, grande eficiência com concentrações menores, amplo espectro de atividade e principalmente por ter baixa concentração de resíduos no ambiente, um ponto positivo para a classe devido a grande perda, principalmente via solo (Pimpão, 2006). Mesmo com essas vantagens, deve-se ter atenção ao uso e tomar os mesmos cuidados em relação aos outros grupos, pois eles podem causar nos vertebrados problemas neurotóxicos e cardiotoxicos (Santos *et al.*, 2007).

A toxicidade dos piretróides depende de sua base química (Viran *et al.*, 2003). Esse grupo de inseticidas tem quatro estereoisômeros, em que cada um desses tem diversos efeitos na atividade dos insetos (Bradberry *et al.*, 2005). A toxicidade deste grupo depende da quantidade de isômeros que ali estão, composto pelos *cis* que mostra a elevação da toxicidade, e o *trans* ilustra o carregamento não polar que eleva a toxicidade entre os isômeros (Baser *et al.*, 2003).

No meio ambiente, esse grupo de inseticidas podem ser utilizados como modelo de estudos ecotoxicológicos, por contaminarem o ar, terra e água, provocando efeitos adversos que podem atingir até o ser humano. As análises de riscos ecotoxicológicos provocados por agrotóxicos nos ecossistemas, são de acordo com os dados de ecotoxicidade das substâncias utilizadas em organismos não alvos, como nos peixes que sobrevivem nos ecossistemas aquáticos e podem ser expostos a pequenas e grandes quantidades de agrotóxicos, uma vez que a dinâmica ambiental iniciada em solo, comumente terminará no corpo hídrico (Velisek *et al.*, 2006). Os ensaios laboratoriais mostram que os inseticidas desse grupo podem ser extremamente tóxicos para peixes, abelhas, camarões e caramujos (Osti *et al.*, 2007). Um exemplo de inseticida do grupo dos piretróides é a deltametrina, pertence ao tipo II, estável a luz, umidade, ar, porém instável em meios alcalinos. (Galeb, 2010).

Com isso, os peixes podem ser muito responsivos para esses ensaios por viverem no ambiente aquático e suas brânquias terem contato direto com a água que possa estar contaminada com a substância, e principalmente pela sua lipofilicidade, os piretróides possuem alta absorção branquial nos peixes, o que pode facilitar e aumentar a sensibilidade dos peixes expostos a essas substâncias químicas (Polat *et al.*, 2002).

O grupo do inseticida citado no presente estudo, são extremamente tóxicos para as brânquias, pois causa modificações epiteliais danificando as trocas gasosas (Borges, 2007). Essas alterações podem ser: lesões estruturais e até mesmo a morte das células branquiais, e a forma mais eficaz de detectar essas lesões são as análises histopatológicas após a exposição desses organismos em ensaios laboratoriais ou também em experimentos realizados em campo. Algumas lesões mais frequentes de serem observadas, são as no epitélio da branquia, que pode mostrar necrose devido a substância química, rupturas, hiperplasias e hipertrofias, e podem ser tóxicos para o fígado, rins, cérebro e músculo dos peixes (Bols *et al.*, 2001). São altamente tóxicos e metabolizados pelo fígado dos mamíferos. Em peixes, são altamente tóxicos e letais em doses com até dez mil vezes menor comparado aos mamíferos e aves (Montanha *et al.*, 2012).

Com isso, nenhuma substância química pode ser considerada benéfica ou maléfica por completo. Isto porque, o efeito dessa substância pode estar relacionado a concentração e ao tempo de exposição sobre os organismos expostos. Nos ensaios ecotoxicológicos, o composto químico é aplicado para que possam ser avaliados possíveis efeitos colaterais desta substância química em estudo, dentro de normas estabelecidas, em condições replicáveis e que possa ser comparado com outros compostos testados. Essas técnicas podem ser utilizadas e são únicas,

fundamentadas no uso de espécies sensíveis e que possam ser empregadas de forma integrativa com respostas aos possíveis efeitos do agrotóxico avaliado (Silveira, 2007).

5 MATERIAL E MÉTODOS

Essa pesquisa foi aprovada pela Comissão de ética no uso de animais – CEUA com número de protocolo nº01_23_CEUAFEB do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos – UNIFEB.

Os estudos foram conduzidos junto ao Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS) da Universidade Estadual Paulista, Câmpus de Ilha Solteira (UNESP) e no Laboratório de Ecotoxicologia e Eficácia dos Agrotóxicos, LEEA, do Centro Universitário da Fundação Educacional de Barretos (UNIFEB).

Para realização dos ensaios de ecotoxicidade foi utilizada a deltametrina (DTN) (CAS 52918-63-8) nas formulações Decis® e K-Othrine®, em que ambas possuem 25 g i.a. L⁻¹ (Tabela 1) com os organismos aquáticos denominados (Figura 10).

Tabela 1 – Características físico-químicas do inseticida piretróide utilizado nos ensaios nas duas formulações utilizadas: Deltametrina (DTN) (Decis e K-Othrine)

Características físico-químicas	
Fórmula empírica	C ₂₂ H ₁₉ Br ₂ NO ₃
Massa molecular	505,21 g/mol
Ponto de fusão	90°C
Densidade	0,85 – 0,95 g/cm ³
Toxicológica	Produto Pouco Tóxico
Corrosividade	Não corrosivo
Formulação	Concentração Emulsionável
Modo de Ação	Contato e/ou Ingestão

Fonte: Pesticide Properties Data Base (2024).

Figura 10 – Fluxograma de atividades realizadas no presente estudo



Fonte:

5.1 ENSAIO DE ECOTOXICIDADE PARA AS PLANTAS AQUÁTICAS

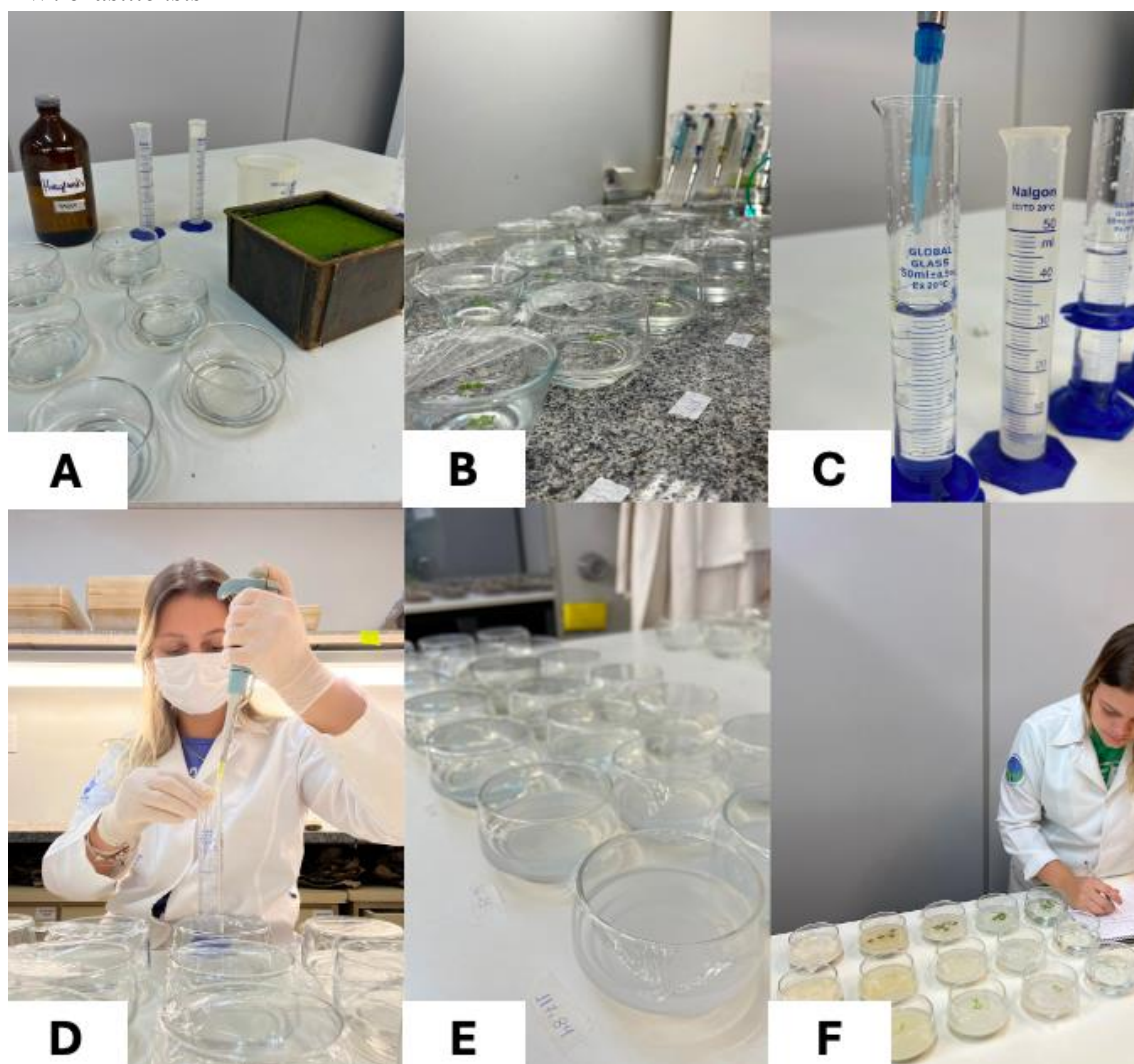
As plantas aquáticas *L. minor* e *A. caroliniana* foram cultivadas em caixas de 250,0 L, composto por substrato orgânico, latossolo, areia (1:1;1; v v⁻¹), com fotoperíodo natural. A macrófita *W. brasiliensis* foi cultivada em caixas de 2,5 L com sedimento de fundo composto por solo tipo latossolo, substrato orgânico e matéria orgânica em decomposição (1:1:1; v/v).

Logo após o cultivo, as plantas aquáticas foram transferidas para cristalizadores contendo meio de cultivo Hoagland's (Figura 11), na sala de bioensaio com temperatura 25,0 ± 2,0 °C, com fotoperíodo de 12 h de luz, por quatro dias (OECD, 2002). Para *L. minor*, após a aclimação, as macrófitas foram desinfetadas em solução de hipoclorito a 0,5% e água destilada e a *A. caroliniana* foram higienizadas em solução hipoclorito de sódio 3,0% e água destilada.

Para a *W. brasiliensis*, após o período de aclimação, as macrófitas foram transferidas para recipientes de vidro contendo 50 mL de meio Hoagland's, onde permaneceram, por 24 h (Figura 11). Devido ao tamanho diminuto da planta teste, foi apresentado uma superfície

corresponde a uma área de 19 mm² com o auxílio de um ducto plástico com pressão negativa executado por uma seringa e um embolo (Pereira *et al.*, 2019).

Figura 11 – **A:** Montagem do experimento com a macrófita *W. brasiliensis* com a solução Hoagland's. **B:** Avaliação do experimento com a macrófita *A. carolinana*. **C e D:** Aplicação da deltametrina em macrófitas aquáticas. **E e F:** Avaliação do ensaio preliminar com as macrófitas *L. minor*, *A. carolinana* e *W. brasiliensis*



Fonte: Próprio autor (2024).

Para avaliação da sanidade e sensibilidade dos lotes das plantas foi feito um ensaio de ecotoxicidade (CL50;7d) com a de substância referência cloreto de sódio (NaCl) nas concentrações sugeridas da carta controle: 0,01; 0,10; 0,50; 1,00; 2,00 e 4,00 g L⁻¹ e o controle, com três réplicas e duração do ensaio de sete dias, nas mesmas condições da aclimação.

Os ensaios de sensibilidade são recomendados como metodologia de avaliação da qualidade e sanidade dos organismos que são utilizados no estudo. Nesses ensaios podem ser

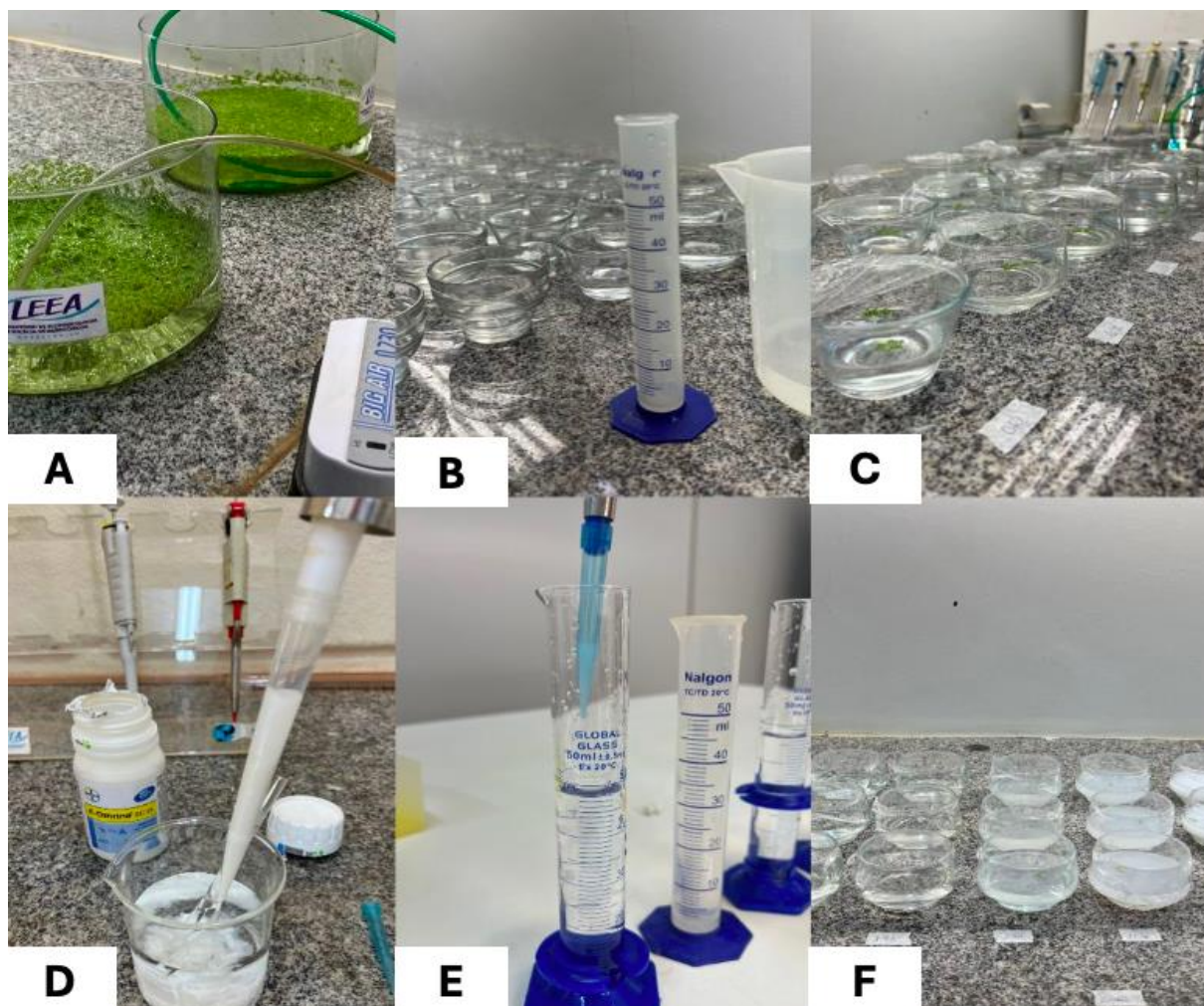
utilizadas substâncias, nomeadas como “substância referência”: dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), cloreto de potássio (KCL) e cloreto de sódio (NaCl) (USEPA, 2002; ABNT, 2004).

Os ensaios preliminares foram realizados para estabelecer um intervalo, onde a menor concentração pode causar 100% de mortalidade e a maior causa 0%. Esses ensaios foram realizados até as concentrações serem estabelecidas com 50% de mortalidade para que então fosse realizado os ensaios definitivos.

Para a DTN, nas formulações Decis® e K-Othrine®, nos ensaios definitivos de ecotoxicidade aguda para as três plantas aquáticas foram utilizadas as concentrações: 0,10; 0,32; 3,43; 11,15; 36,25; e 117,84 mg L⁻¹ (fator de diluição 3,25) e um controle (meio de cultivo sem o inseticida), com três réplicas e em cada réplica com quatro plantas de *L. minor*, cinco plantas para *A. caroliniana* e uma área de 19 mm² para *W. brasiliensis*. A avaliação da mortalidade das plantas foi realizada no 3º, 5º e 7º dia. Durante as avaliações, eram analisados os números de frondes, clorose (perda de clorofila) e necrose (mortalidade da planta), segundo as normas concedidas pela OECD (Silva *et al.*, 2012).

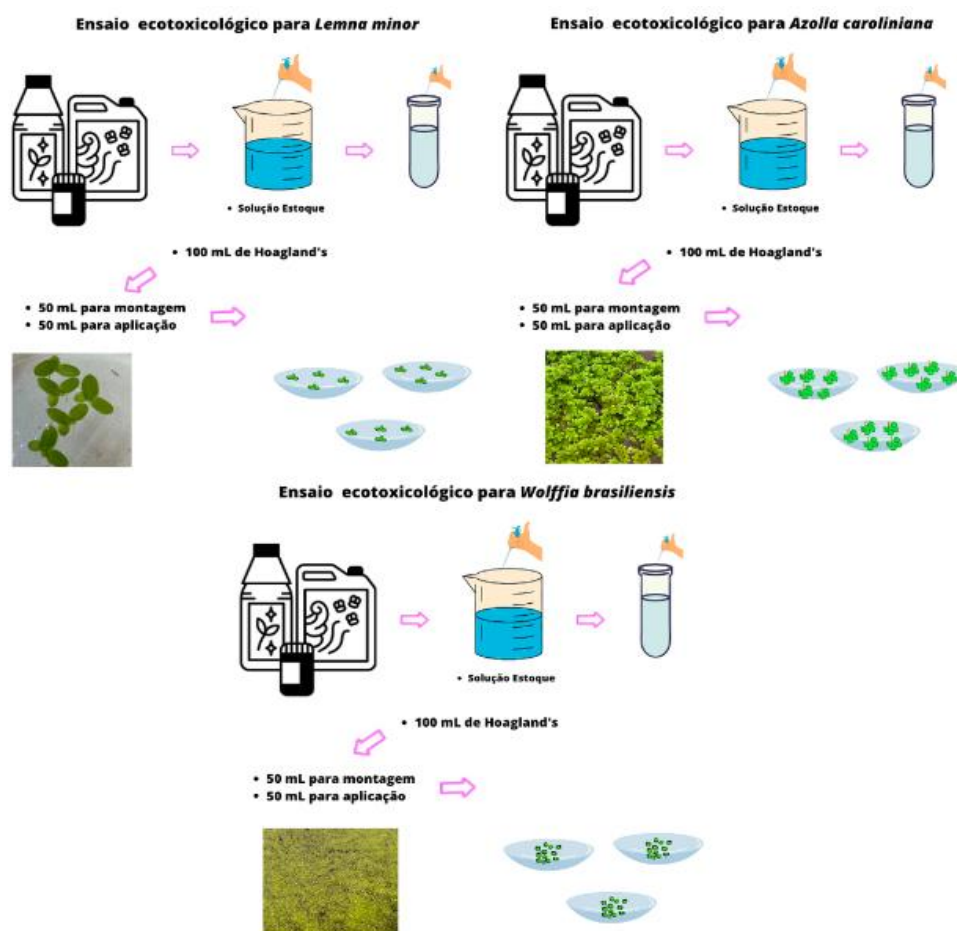
Na figura 12 pode ser observado as etapas da realização dos ensaios com as plantas aquáticas, e na figura 13 explicado como foi realizado toda diluição e aplicação no ensaio.

Figura 12 – **A:** Aclimação das macrófitas antes da montagem dos ensaios. **B e C:** Montagem dos ensaios com as macrófitas. **D:** Preparo da solução estoque com o inseticida deltametrina. **E:** Aplicação do inseticida diluído em 50 mL de Hoagland's. **F:** Ensaio ecotoxicológico após a aplicação do agrotóxico utilizado no presente estudo



Fonte: Próprio autor (2024).

Figura 13 – Esquema de instalação, exposição e avaliação dos ensaios ecotoxicológicos da deltametrina para as plantas aquáticas



Fonte: Próprio autor (2024).

5.2 ENSAIO DE ECOTOXICIDADE PARA O CARAMUJO (*P. Canaliculata*)

Para a realização dos ensaios de ecotoxicidade, os exemplares de caramujo, com peso de 1,2 e 1,5 g, foram aclimatados em aquários de capacidade de 60,0 L, com sistema de aeração contínuo estimulado por sopradores de ar, em sala de bioensaio, com temperatura a $25,0 \pm 2,0$ °C, em com fotoperíodo de 16 h de luz e alimentados uma vez ao dia, com a planta aquática submersa *Vallisneria americana*, por dez dias, seguindo a norma adaptada para peixes da ABNT (2021) e Venturini et al., (2008).

Para analisar a sanidade e a sensibilidade dos bioindicadores utilizados foi feito um ensaio de ecotoxicidade aguda (CL50;48h) com a substância referência cloreto de potássio (KCl) com as concentrações: 0,10; 0,56; 1,00; 1,56; 2,44 e 3,00 g L⁻¹ e o controle (contendo apenas água de diluição com três réplicas e cinco caramujos por réplica).

Os ensaios de sensibilidade são recomendados como método de avaliação da qualidade e sanidade dos organismos que são utilizados no estudo. Nesses ensaios podem ser utilizadas substâncias, nomeadas como ‘‘substância referência’’: dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$), cloreto de potássio (KCL) e cloreto de sódio (NaCl) (Usepa, 2002; ABNT, 2004).

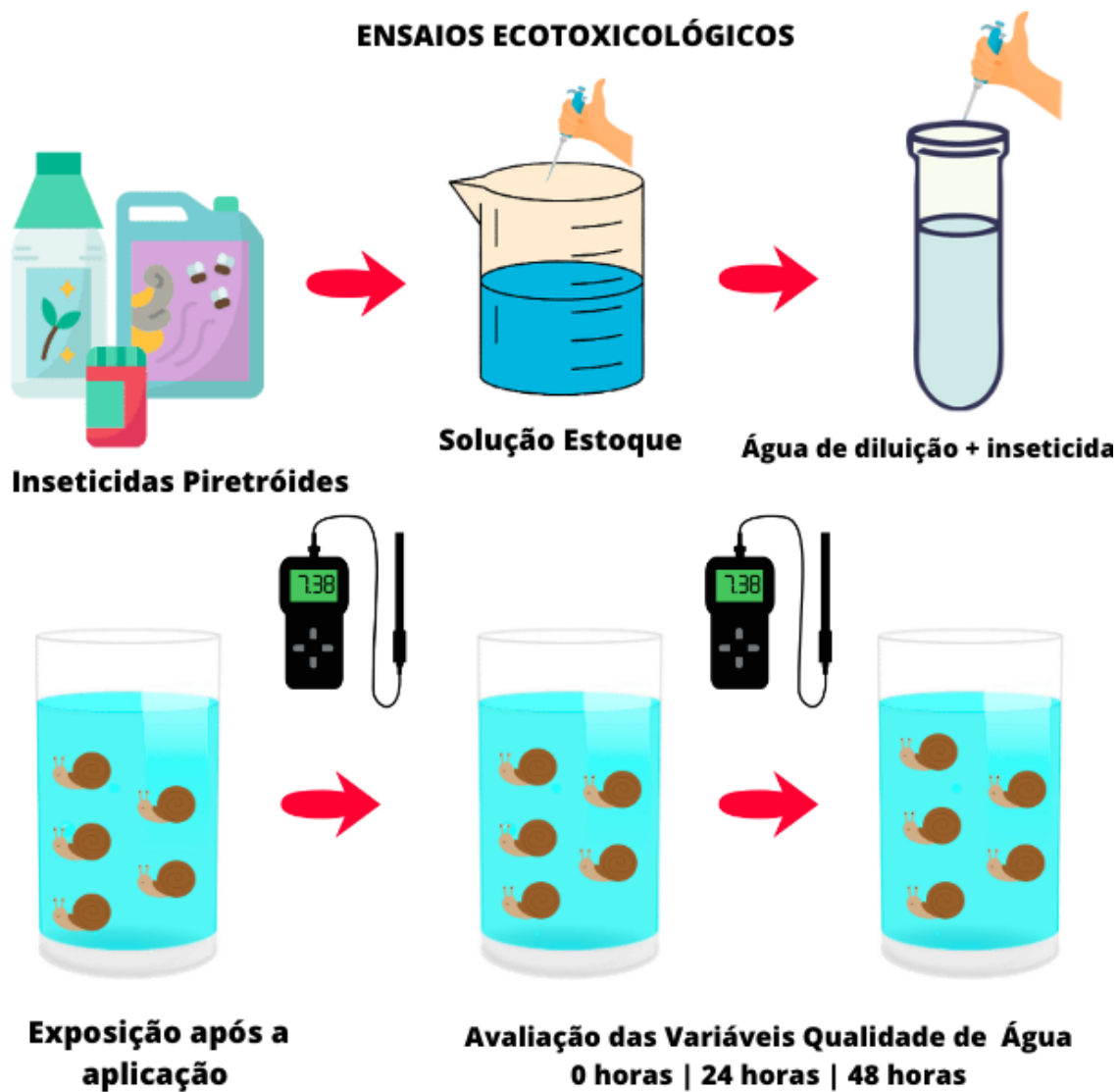
Os ensaios preliminares foram realizados para estabelecer um intervalo, onde a menor concentração pode causar 100% de mortalidade e a maior causa 0%. Esses ensaios foram realizados até as concentrações serem estabelecidas com 50% de mortalidade para que então fosse realizado os ensaios definitivos.

Para o ensaio definitivo a de ecotoxicidade aguda da DTN, para as duas formulações, para o caramujo foram utilizados com as seguintes concentrações: 0,10; 1,07; 3,44; 11,16; 36,40; e 118,0 $mg\ L^{-1}$ e um controle, com três réplicas cada. A avaliação da mortalidade foi realizada nos tempos de 24 e 48 h e foram observados os sinais de intoxicação de cada concentração conforme Murty, (1988).

Durante o período experimental para o caramujo, foram avaliadas as variáveis de qualidade de água: temperatura ($^{\circ}C$), condutividade elétrica ($\mu S\ cm^{-1}$), oxigênio dissolvido ($mg\ L^{-1}$) e o potencial hidrogeniônico (pH) com uma sonda de multiparâmetros YSI professional plus, como apresentado na Figura 14 e 15.

Durante os ensaios de ecotoxicidade não ocorreu alteração nas variáveis de qualidade de água. No ensaio para a formulação Decis[®] a temperatura da água manteve-se entre 25,1 e 27,5 $^{\circ}C$, a condutividade elétrica entre 130 e 140 ($\mu S\ cm^{-1}$) e o oxigênio dissolvido entre 2,54 e 3,80 $mg\ L^{-1}$ e o pH variou entre 6,4 e 6,6. No ensaio para a formulação K-Othrine[®], a temperatura da água manteve-se entre 25,1 e 27,4 $^{\circ}C$, a condutividade elétrica entre 130 e 150 ($\mu S\ cm^{-1}$), o oxigênio dissolvido entre 2,54 e 4,01 $mg\ L^{-1}$ e o pH variou entre 6,4 e 6,5. Assim, a qualidade de água permaneceu dentro das recomendações da ABNT NBR 15088 (2022) para ensaios de ecotoxicidade aguda.

Figura 14 – Esquema de instalação, exposição e avaliação dos ensaios ecotoxicológicos da deltametrina (DTN) para o caramujo (*P. canaliculata*)



Fonte: Próprio autor (2024).

Figura 15 – **A, B e C**: ensaio ecotoxicológico do organismo *P. canaliculata*. **D**: Avaliação de qualidade de água do ensaio com *P. canaliculata*. **E**: Cultivo do caramujo *P. canaliculata* e desova. **F**: Desova do caramujo *P. canaliculata*



Fonte: Próprio autor (2024).

5.3 ENSAIO DE TOXICIDADE AGUDA PARA OS PEIXES

Os exemplares dos peixes *D. rerio*, *H. eques* e *P. mesopotamicus*, com peso médio entre 1,0 e 2,0 g, foram aclimatados por sete dias em condição de bioensaio com temperatura a $25,0 \pm 2,0$ °C, com fotoperíodo de 16 h de luz com alimentação ad libitum, uma vez ao dia, com ração comercial com 3,5% de proteína bruta (ABNT NBR 15088 2022). O peixe mato grosso (*H. eques*) e o pacu (*P. mesopotamicus*) foram adquiridos de um distribuidor, enquanto o paulistinha (*D. rerio*) foi cultivado em laboratório.

Para avaliar a sanidade e a sensibilidade dos organismos bioindicadores foi feito um ensaio de ecotoxicidade aguda (CL50;48h) com a substância referência KCl com as concentrações: 0,10; 0,56; 1,00; 1,56; 2,44 e 3,00 g L⁻¹ e o controle (contendo água de cultivo, com três réplicas e três peixes por réplica) para os peixes *H. eques* e *D. rerio*. Já para o peixe *P. mesopotamicus* foram utilizadas três réplicas com dois peixes por réplica (Figura 16).

Os ensaios preliminares foram realizados para estabelecer um intervalo em que a menor concentração causa 100% de mortalidade e maior concentração que causa 0%. Os ensaios

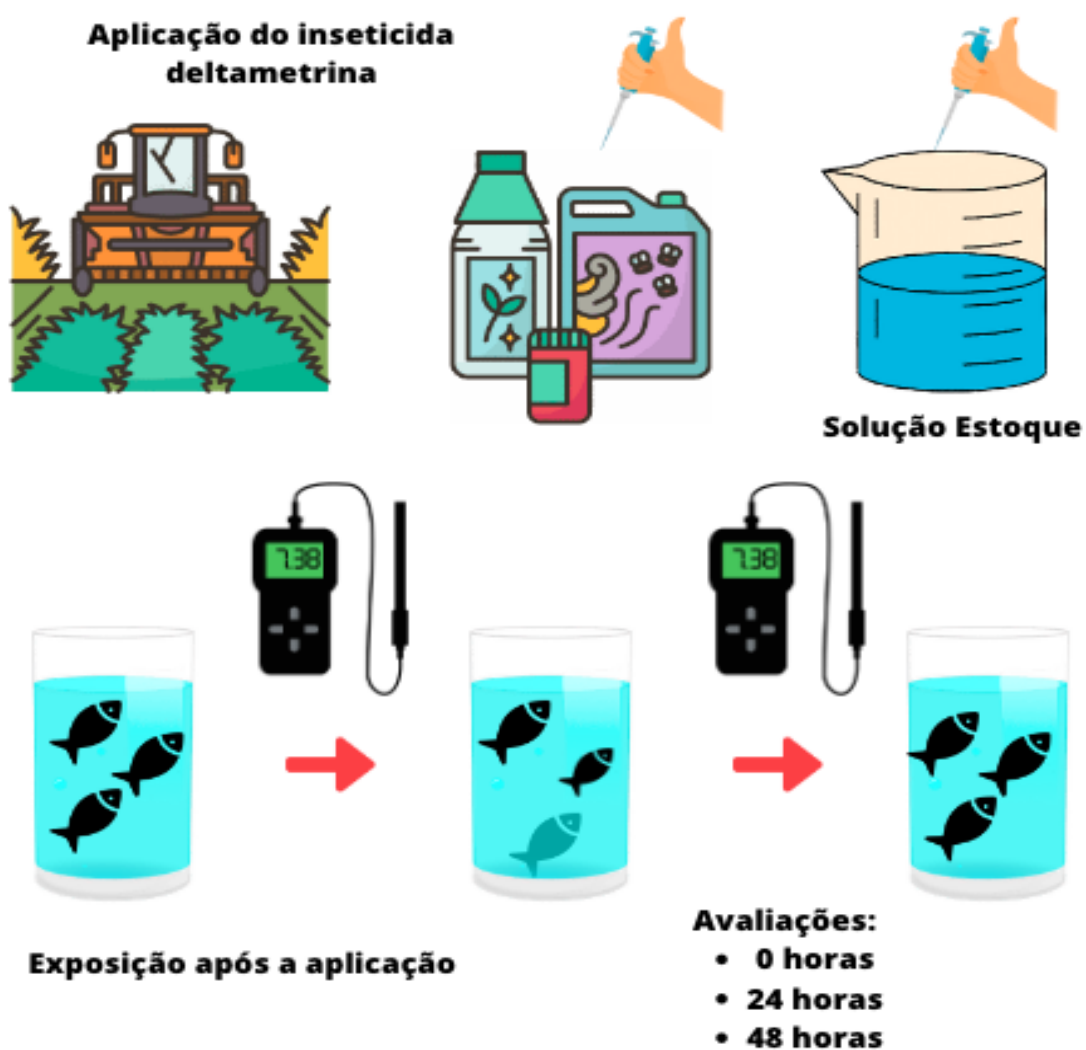
definitivos foram realizados após os resultados dos ensaios preliminares com as informações do intervalo de concentrações estabelecidas para que fosse preparada uma série de no mínimo cinco soluções-teste (fator diluição 1,2 a 2).

Nos ensaios definitivos de ecotoxicidade aguda com DTN, na formulação Decis® para os peixes foram utilizadas as concentrações: 0,0000585 ; 0,000234; 0,000937; 0,00375 e 0,0150 mg L⁻¹ e um controle (contendo apenas água de diluição), com três réplicas cada. Para a formulação K-Othrine® as concentrações foram 0,1; 0,32; 1,05; 3,43; 11,15; 36,25 e 117,84 mg L⁻¹ e um controle. A avaliação da mortalidade foi realizada nos tempos de 24 e 48 h e foram observados também os sinais de intoxicação de cada concentração (Murty, 1988).

Durante o período experimental foram avaliadas as variáveis de qualidade de água: temperatura (°C), condutividade elétrica (uS cm⁻¹), oxigênio dissolvido (mg L⁻¹) e o potencial hidrogeniônico (pH) com uma sonda de multiparâmetros YSI professional plus (Figura 9 e 10).

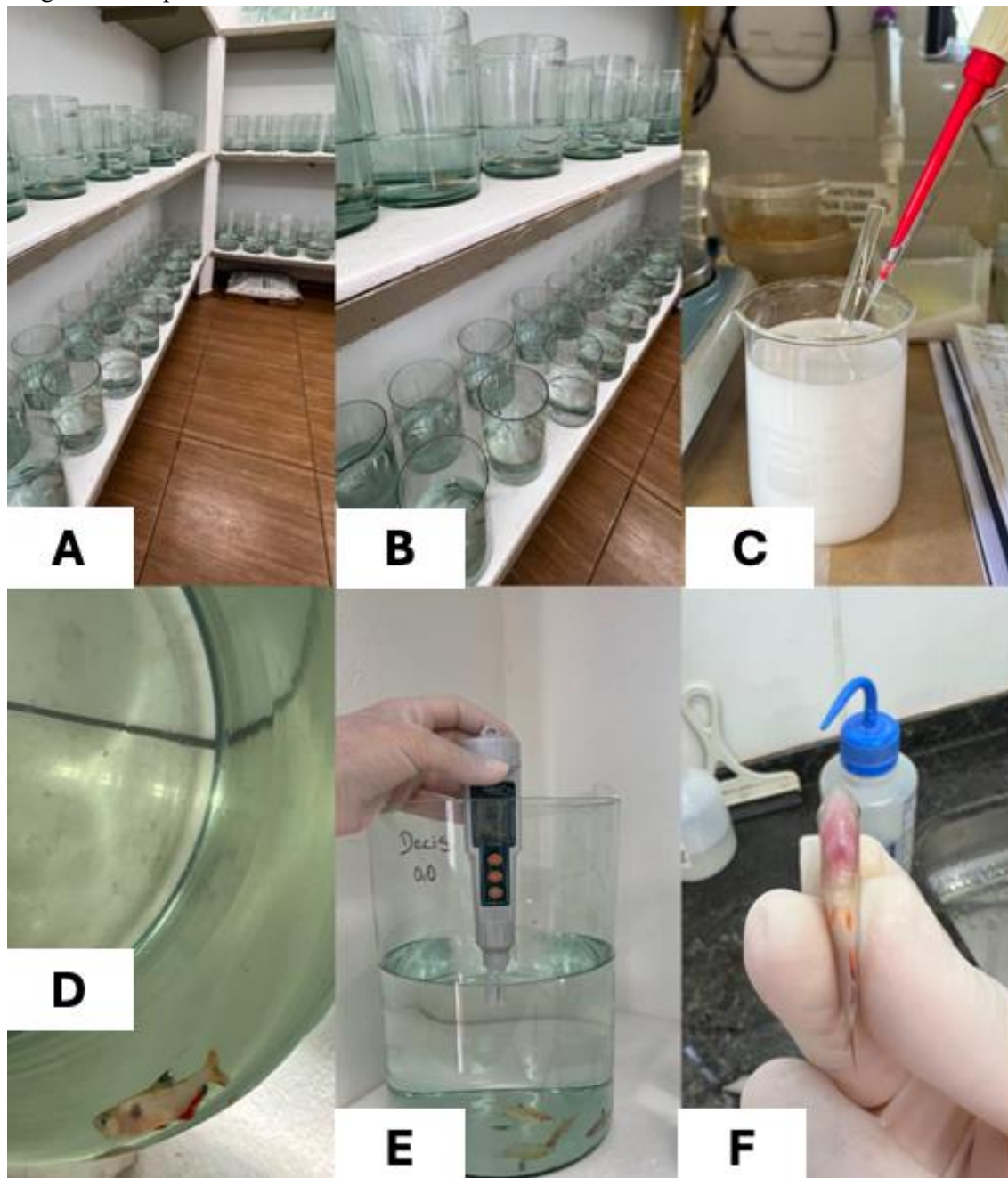
No ensaio para a formulação Decis® a temperatura da água manteve-se entre 25,1 e 27,2 °C a condutividade elétrica entre 130 e 140 (µS cm⁻¹) e o oxigênio dissolvido entre 2,54 e 4,50 mg L⁻¹ e o pH variou entre 6,4 e 6,6. No ensaio para a formulação K-Othrine® a temperatura da água manteve-se entre 25,1 e 26,7 °C a condutividade elétrica entre 130 e 140 (µS cm⁻¹) e o oxigênio dissolvido entre 2,54 e 3,90 mg L⁻¹ e o pH variou entre 6,4 e 6,5. Assim, a qualidade de água permaneceu dentro das recomendações da ABNT NBR 15088 (2022) para ensaios de toxicidade aguda para peixes (Figura 16,17 e 18).

Figura 16 – Esquema de instalação, exposição e avaliação dos ensaios ecotoxicológicos da deltametrina (DTN) para os peixes bioindicadores



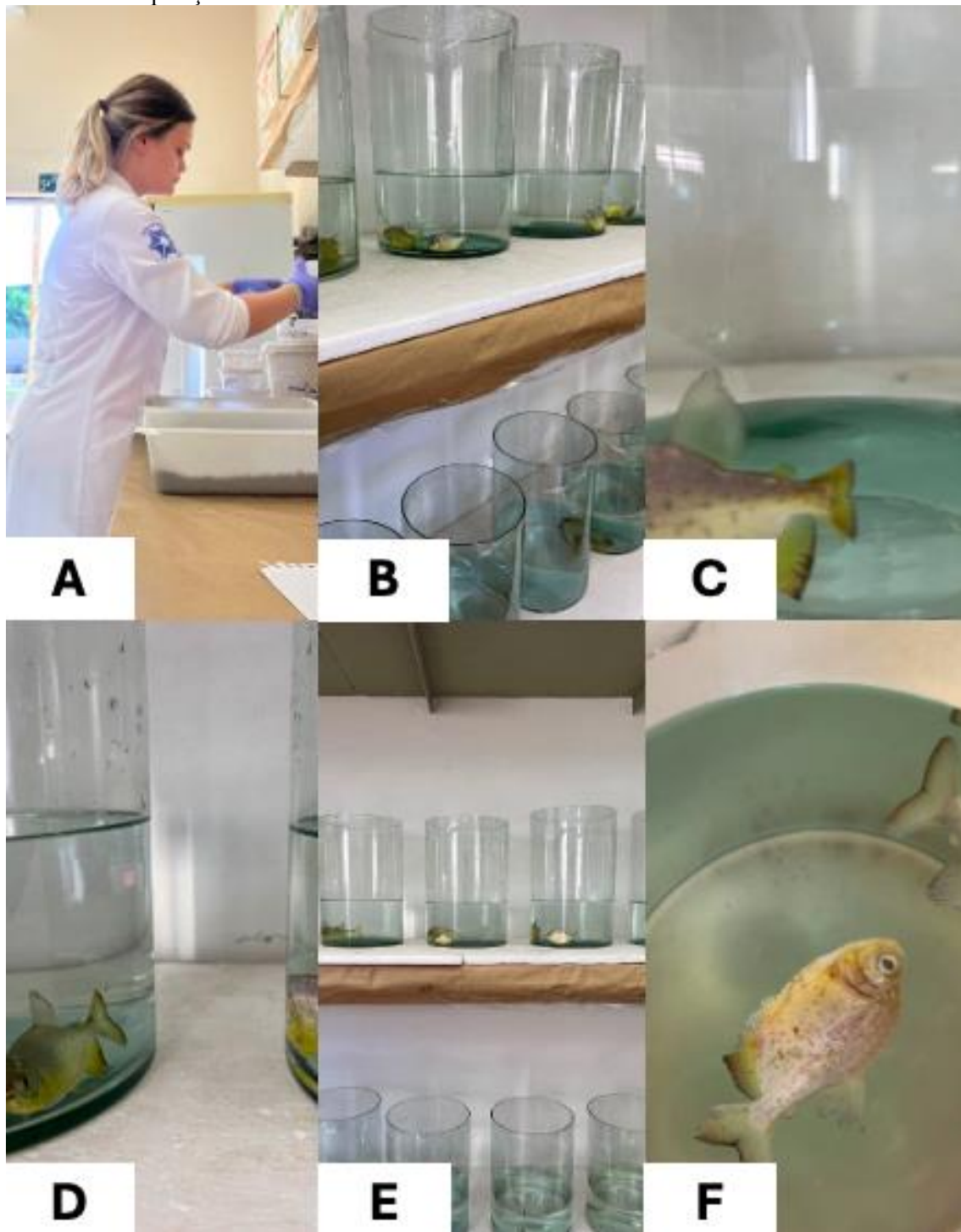
Fonte: Próprio autor (2024).

Figura 17 – **A**: Pesagem do organismo *D. rerio* para início do ensaio. **B** e **C**: Ensaio ecotoxicológico com o peixe paulistinha *D. rerio*. **D**, **E** e **F**: Pipetagem e aplicação do inseticida deltametrina para o organismo *D. rerio*. **F**: Avaliação de qualidade de água com os parâmetros: condutividade elétrica, pH, oxigênio e temperatura



Fonte: Próprio autor (2024).

Figura 18 – **A**: Preparando a ração para alimentação do peixe pacu (*P. mesopotamicus*). **B, C, D e E**: Ensaio com o organismo bioindicador pacu (*P. mesopotamicus*). **F**: Peixe pacu (*P. mesopotamicus*) após 24 horas de exposição em óbito



Fonte: Próprio autor (2024).

5.4 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Ao final dos ensaios, os valores da concentração letal e efetiva estimados (CL50;7d, CL50;48h e CE50;48h) foram calculados com o auxílio do software Trimeed Spearman Karber (Hamilton et al., 1977). Os valores obtidos de concentração letal 50% (CL50) e concentração efetiva (CE50) para os organismos aquáticos bioindicadores foram classificados quanto ao potencial de toxicidade aguda, de acordo com a USEPA (2022), sendo considerado extremamente tóxico valores de CL/CE $50 < 0,1 \text{ mg L}^{-1}$; muito tóxico de $0,1 - 1,0 \text{ mg L}^{-1}$; moderadamente tóxico $1,0 - 10,0 \text{ mg L}^{-1}$; pouco tóxico $10,0 - 100,0 \text{ mg L}^{-1}$; e praticamente não tóxico valores $> 100,0 \text{ mg L}^{-1}$.

5.5 AVALIAÇÃO DE RISCO AMBIENTAL DO INSETICIDA DELTAMETRINA

A avaliação de risco ambiental deste estudo foi determinada pelo método do quociente (Q) segundo Goktep et al. (2004), em que o risco é calculado de acordo com a concentração ambiental estimada (CAE) identificado como a dose do inseticida utilizado no campo. O valor de Q também pode ser nomeado como quociente de risco (RQ), o que significa que o risco ambiental é classificado de acordo com o intervalo do RQ.

Neste caso, se o quociente de risco (RQ) do inseticida avaliado for $> 0,5$ possui um alto risco para o ambiente. Já se o valor for de $0,05 < RQ < 0,5$, significa um médio risco ao ambiente; e se RQ for $< 0,05$ o inseticida apresenta baixo risco ambiental, segundo Goktepe et al., 2004), como identificado na Tabela 2.

Para estimar a concentração ambiental estimada (CAE), foram considerados cenários de contaminação adaptados do estudo realizado por Kokta e Rothert (1992). Assim, considerou-se:

- i) A substância deve ser dividida uniformemente em dois corpos d'água teóricos, em que ambos apresentem 1 hectare (10.000m^2) de superfície, com 0,3 m e outro com 2,0 m de profundidade;
- ii) A densidade média de água deve ser de $1,0 \text{ gm cm}^{-3}$;
- iii) O produto utilizado deve ser aplicado no corpo d'água nas diluições correspondentes a 100; 50; 25; 12,5; 6,25; e 3,12% de sua dose máxima recomendada;
- iv) O volume do reservatório e todas as concentrações dos inseticidas aplicados são reconhecidos.

Para obter a avaliação do risco ambiental da deltametrina foi utilizada a maior dose recomendada para a cultura do eucalipto (200 i.a L/ha), de acordo com a bula do produto

comercial Decis[®], pois essa dose é utilizada para várias culturas de grande importância econômica, sendo elas: amendoim, ervilha, feijão-caupi, grão-de-bico, café, caju, eucalipto, feijão, fumo, pastagens, sorgo, seringueira, trigo, soja e milho.

Já para o K-Othrine[®] a avaliação de risco ambiental foi calculada da mesma forma da formulação agrícola, uma vez que sua dose maior recomendada seja de 8 ml, é um produto bastante utilizado para dedetização de residências, hospitais, restaurantes e até mesmo hotéis em grande escala para controle de moscas, baratas, formigas, tracas, vespas, piolhos e escaravelhos.

Tabela 2 – Classes de risco de intoxicação segundo Goktepe (2004).

Quociente de risco	Classes de risco
$RQ > 0,5$	Alto risco
$0,05 < RQ < 0,5$	Médio risco
$RQ < 0,05$	Baixo risco

Fonte: Goktepe et al. (2004).

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 RESULTADOS OBTIDOS NO ENSAIO COM AS SUBSTÂNCIAS DE REFERÊNCIAS

Na avaliação da sensibilidade das plantas aquáticas para a substância referência (NaCl) obteve-se a concentração letal 50% (CL50;7d) de 0,05 mg L⁻¹, com intervalo de confiança de 95,0% com limite inferior (LI) de 0,05 mg L⁻¹ e limite superior (LS) de 0,06 mg L⁻¹ para a *L. minor*. Para a *A. caroliniana* a CL50;7d foi de 0,24 mg L⁻¹ com intervalo de confiança de 95,0% com LI de 0,21 e LS de 0,27 mg L⁻¹ e para a *W. brasiliensis* a CL50;7d estimada foi de 4,09 mg L⁻¹, com intervalo de confiança de 95,0% com LI de 3,54 e LS de 4,71 mg L⁻¹ (Tabela 3), conforme carta controle do laboratório.

Tabela 3 – Ecotoxicidade aguda (mg L⁻¹) da substância referência NaCl para as plantas aquáticas.

Plantas aquáticas	Limite Inferior Limite Superior	CL50;7d	Equação Linear	R ²
<i>Azolla caroliniana</i>	0,21 e 0,27	0,24	y= 18x – 23,33	0,89
<i>Lemna minor</i>	0,05 e 0,06	0,05	y= 19,354x – 36,09	0,81
<i>Wolffia brasiliensis</i>	3,54 e 4,09	4,09	y=14,571x - 21	0,94

Fonte: Próprio autor, 2024.

A concentração efetiva (CE50;48h) estimada da substância referência para o caramujo (*P. canaliculata*) foi de 1,37 mg L⁻¹ com intervalo de confiança de 95%, LI de 1,16 mg L⁻¹ e LS de 1,60 mg L⁻¹. A concentração letal 50% (CL50;48h) estimada do KCl para o peixe mato grosso (*H. eques*) foi 1,14 mg L⁻¹, com intervalo de confiança de 95% com LI de 1,45 mg L⁻¹ e LS de 1,85 mg L⁻¹.

Para o peixe *D. rerio*, a CL50;48h estimada do KCL foi de 1,26 mg L⁻¹, com intervalo de confiança de 95% LI de 1,15 mg L⁻¹ e LS 1,97 mg L⁻¹. Para o pacu (*P. mesopotamicus*) a CL50;48h do KCL foi de 1,56 mg L⁻¹, com intervalo de confiança de 95%, LI de 1,14 mg L⁻¹ e LS 2,14 mg L⁻¹. De acordo com os valores de toxicidade obtidos para os bioindicadores nos ensaios de sensibilidade, os organismos tinham condições de serem utilizados nos ensaios de ecotoxicidade aguda para o inseticida DTN (Tabela 3).

Tabela 4 – Concentração efetiva (CE50;48h) para o caramujo e concentração letal (CL50;48h) da substância referência KCL para os peixes.

Organismos teste	Limite Inferior Limite Superior	CE50/CL50	Equação Linear	R ²
<i>P. canaliculata</i>	1,16 e 1,60	1,37	$y = 7,967x$	0,82
<i>H. eques</i>	1,45 e 1,85	1,14	$y = 20,23x - 38,09$	0,90
<i>D. rerio</i>	1,15 e 1,97	1,26	$y = 30x - 50$	0,75
<i>P. mesopotamicus</i>	1,14 e 2,14	1,56	$y = 23,81x - 44,44$	0,82

Fonte: Próprio autor (2024).

6.2 RESULTADOS DO ENSAIO DE ECOTOXICIDADE AGUDA DA DTN PARA AS PLANTAS AQUÁTICAS

Na ecotoxicidade aguda da DTN (Decis®) para a *A. caroliniana*, a concentração letal 50% da DTN (CL50;7d) foi de 4,48 mg L⁻¹, com LI de 3,48 mg L⁻¹ e LS de 5,76 mg L⁻¹ (Tabela 4). De acordo com a ecotoxicidade obtida, o inseticida é classificado como moderadamente tóxico (USEPA, 2022). Nas concentrações 0,10 e 0,32 mg L⁻¹ não ocorreu mortalidade. Para as concentrações de 1,05 e 3,43 mg L⁻¹, as médias de plantas cloróticas foram de 30% e 55%, respectivamente. Já para 11,15 mg L⁻¹ as plantas apresentaram sinais de intoxicação com 70% de clorose e em 36,25 mg L⁻¹ e 117,84 mg L⁻¹ ocorreu 80% e 100% de mortalidade, respectivamente.

Na ecotoxicidade aguda da DTN (Decis®) para a *L. minor* a concentração letal 50% da DTN (CL50;7d) foi 4,71 mg L⁻¹, com intervalo de confiança 95% com LS de 3,51 mg L⁻¹ e LI de 6,32 mg L⁻¹ (Tabela 4) classificado como moderadamente tóxico (USEPA, 2022). Na concentração de 0,10 mg L⁻¹ não ocorreu clorose ou necrose das plantas. Em 0,32 e 1,05 mg L⁻¹ não ocorreu necrose das frondes das plantas, mas ocorreu clorose em algumas plantas com 1,28 e 33,3%. A partir de 3,43 mg L⁻¹, ocorreu 35,27% de clorose. Em 11,15 e 36,25 mg L⁻¹ ocorreu necrose, 52% e 69,6%, respectivamente e em 117,84 mg L⁻¹ ocorreu 100,0% de necrose das plantas.

Para *W. brasiliensis*, a CL50;7d foi de 2,04 mg L⁻¹ com intervalo de confiança 95% com LS de 2,78 mg L⁻¹ e LI 1,50 mg L⁻¹ (Tabela 3) classificado como moderadamente tóxico (USEPA, 2022). Para concentração 0,10 mg L⁻¹ não ocorreu clorose ou necrose das plantas. A

partir 0,32 mg L⁻¹ ocorreu clorose nas frondes em todas as concentrações testadas. Em 3,43 mg L⁻¹ ocorreu 40% de clorose, em 11,15 mg L⁻¹ 93%, em 36,25 mg L⁻¹ 95% e 117,84 mg L⁻¹ ocorreu 98%. Nas concentrações de 36,25 mg L⁻¹ e 117,84 mg L⁻¹ foi constatado necrose total das plantas.

Na formulação K-Othrine[®], para as três plantas aquáticas *L. minor*, *A. caroliniana* e *W. brasiliensis* a concentração letal 50% (CL50;7d) foi superior a 117,84 mg L⁻¹ (Tabela 5) o que caracteriza esta formulação como praticamente não tóxica segundo a escala da USEPA (2022).

A DTN na formulação Decis[®], foi mais tóxica para as três plantas aquáticas avaliadas do que os inseticidas diflubenzuron com CL50;7d de 534,61 (Souza *et al.*, 2011) e o teflubenzuron, com CL50;7d de 1176, 16 mg L⁻¹. Nota-se que os piretróides como DTN são mais tóxicos do que os benzoilureias que possuem baixa toxicidade e boa seletividade. Diferente da DTN na formulação K-Othrine[®] que também foi considerada como praticamente não tóxica.

Para Medeiros *et al.* (2013), a ecotoxicidade aguda do teflubenzuron para *L. minor* foi de CL50;7d de 179,52 mg L⁻¹ do mesmo modo que para (Américo-Pinheiro, 2015), o carbofuran obteve CL50;7d de 144,41 mg L⁻¹ e foram classificados como praticamente não tóxico, esses são inseticidas de contato do grupo dos carbamatos que agem pela ingestão por ser um neurotransmissor excitatório, diferente da DTN testada na formulação Decis[®] foi classificada como moderadamente tóxica, os piretróides são os que atuam pelos moduladores dos canais de sódio e mantêm os canais abertos por mais tempo.

Assim como para o organofosforado clorpirifos obteve CL50;7d de 1299,60 mg L⁻¹, o que mostra a semelhança na ecotoxicidade aguda para as três plantas aquáticas testadas na formulação K-Othrine[®], mesmo que ambos sejam de mecanismos de ação e grupos diferentes, não apresentaram toxicidade para as macrófitas, não ocorreu mortalidade e foi classificada como praticamente não tóxica (Marque *et al.*, 2011).

Este ponto é fundamental nos estudos de ecotoxicidade e dinâmica ambiental de intoxicação de organismos não alvos ou bioindicadores, pois indica que as diferentes formulações de produtos agrotóxicos podem apresentar toxicidade relativas diferentes em funções dos seus constituintes, considerados não ativos. Do mesmo modo que as diferentes formulações podem apresentar o mesmo ingrediente ativo na mesma proporção e ocorrer resultados totalmente diferentes, como apresentados na tabela a seguir (Tabela 5) de acordo com a presença ou não de outros ingredientes como os inertes, que podem estar presentes na composição do agrotóxico. Os inertes são aqueles com a função de diluir o ingrediente ativo e facilitar a sua dispersão ou penetração no organismo alvo. Na formulação Decis[®] está presente

o inerte hidrocarboneto, que são compostos formados por átomos dos elementos carbono e hidrogênio, insolúveis em água pela natureza apolar.

O mecanismo de ação dos agrotóxicos deve-se ser estudado e avaliado antes do seu uso, uma vez que cada mecanismo irá reagir de uma forma no alvo que será atingido. No caso deste estudo, é possível observar a ecotoxicidade do inseticida deltametrina nas macrófitas aquáticas estudadas, e avaliadas na forma de que não são tão tóxicos como para os organismos peixes e caramujo discutidos a seguir. Ou seja, o mecanismo de ação do inseticida estudado no presente estudo reage de forma rápida e atinge diretamente o sistema nervoso central dos peixes, por exemplo, causando a morte dos organismos em pouco tempo de ensaio.

Diferente dos herbicidas que possuem mecanismos de ação de forma sistêmica ou de contato, que podem agir tanto via xilema e floema como apenas via xilema e causar mortalidade ou o travamento de crescimento da planta alvo. Em casos de estudos de ecotoxicidade aguda de plantas com herbicidas, os resultados geralmente serão mais tóxicos em relação aos inseticidas para as plantas, pois os herbicidas são próprios para controle de plantas invasoras inibindo a atividade enzimática da planta e são absorvidas rapidamente pelas folhas atingindo as raízes e toda região meristemática.

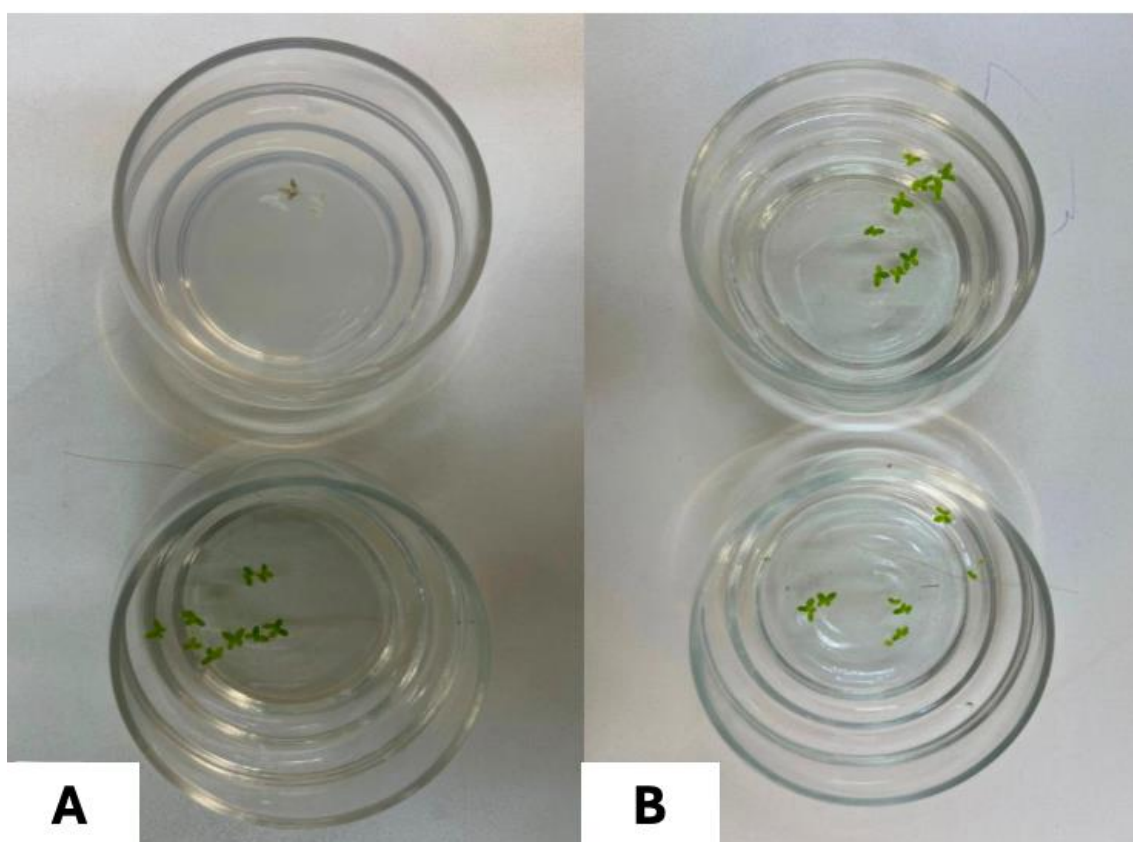
Tabela 5 – Concentração de letal estimada (CL50;7d) da deltametrina (mg L^{-1}), das duas formulações para as plantas aquáticas

Decis®	Limite Inferior	CL50;7d	Limite Superior	Equação Linear	R²
<i>Azolla caroliniana</i>	3,48	4,48	5,76	$y = 5,55x - 1,08$	0,84
<i>Lemna minor</i>	3,51	4,71	6,32	$y = 6,96x - 8,95$	0,95
<i>Wolffia brasiliensis</i>	1,50	2,04	2,78	$y = 6,77x + 4,33$	0,90
K-Othrine®	Limite Inferior	CL50;7d	Limite Superior	Equação Linear	R²
<i>Azolla caroliniana</i>	-	> 117,84	-	$y = 0,26x - 0,34$	0,96
<i>Lemna minor</i>	-	> 117,84	-	$y = 2,11x + 3,03$	0,15
<i>Wolffia brasiliensis</i>	-	> 117,84	-	$y = 1,22x - 3,22$	0,89

Fonte: Próprio autor (2024).

Segundo a tabela 5, para a DTN na formulação K-Othrine® não foi possível observarmos limite inferior (LI) e limite superior (LS) pois quando calculada a CL50;7d os valores apresentados deram acima de 100 mg L⁻¹. Com esse resultado, conclui-se que quando há a ausência desses valores e o software não estima a CL50 do ensaio, o produto avaliado é considerado praticamente não tóxico e não há risco de intoxicação no ensaio citado, identificados na imagem a seguir (Figura

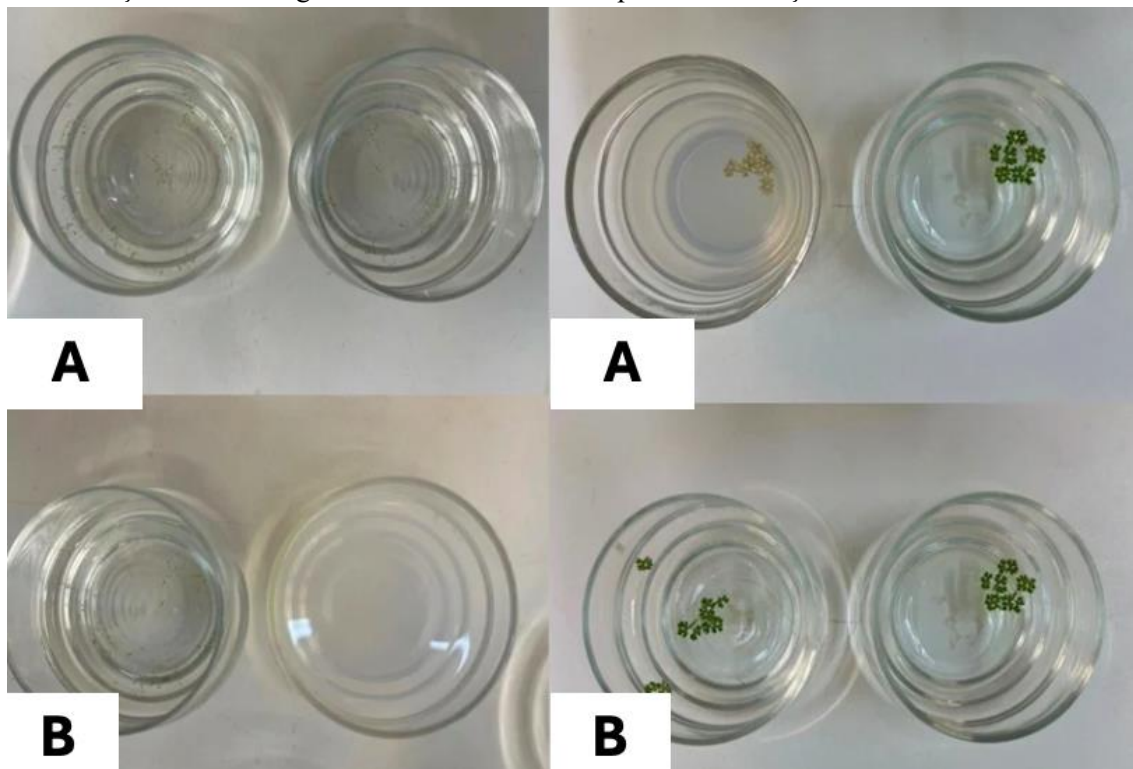
Figura 19 – Imagem A: *Lemna minor* para a formulação Decis. Imagem B: *Lemna minor* para a formulação K-Othrine



Fonte: Próprio autor (2024).

É possível identificar na (figura A) após a aplicação da DTN na formulação Decis a clorose e necrose apresentadas após 7 dias do ensaio na *L. minor*. Já na (figura B), para a formulação K-Othrine não ocorreu sinais de clorose e necrose em nenhuma das plantas. O que mostra que o inseticida domossanitário aplicado em plantas não causa mortalidade, já o produto agrícola devido ao inerte presente na formulação (hidrocarboneto) apresentou sinais mais claros de clorose nas plantas. Da mesma forma para a figura 20, em que apresenta os mesmos sinais da mesma forma para as plantas aquáticas *A. caroliniana* e *W. brasiliensis*.

Figura 20 – Imagem A: *Wolffia brasiliensis* para a formulação K-Othrine. Imagem B: *Wolffia brasiliensis* para a formulação Decis. No segundo grupo de imagem, imagem A: *Azolla caroliniana* para a formulação Decis. Imagem B: *Azolla caroliniana* para a formulação K-Othrine



Fonte: Próprio autor (2024).

6.3 RESULTADOS DA ECOTOXICIDADE PARA A DTN O CARAMUJO (*P. canaliculata*) E PARA OS PEIXES MATO GROSSO (*H. eques*), PAULISTINHA (*D. Rerio*) E PACU (*P. mesopotamicus*)

Para o caramujo (*P. canaliculata*), a DTN (Decis®) apresentou concentração efetiva (CE50;48h) de 5,71 mg L⁻¹, com LI de 3,47 mg L⁻¹ e LS de 9,38 mg L⁻¹ (Tabela 4), sendo classificado como pouco tóxico (USEPA, 2022). Nas concentrações 0,1; 0,32 e 1,05 mg L⁻¹ não ocorreram mortalidades. Na concentração de 3,43 mg L⁻¹ e 11,15 mg L⁻¹ ocorreu 26,67 e 66,67% de morte dos organismos, respectivamente e em 36,25 mg L⁻¹ e 117,84 mg L⁻¹ ocorreu 100% de mortalidade dos organismos.

O caramujo foi mais sensível a DTN do que o inseticida clorpyrifos com concentração efetiva (CE50;48h) de 30,66 mg L⁻¹ (Marques *et al.*, 2021). Para Barata *et al.*, 2006), o *P. canaliculata* foi menos sensível a DTN do que a *Daphnia magna*, com CE50;48h de 0,31 nmol. L⁻¹ e para *Ceriodaphnia dubia*, que obteve CE50;48h de 0,23⁻¹ µg L⁻¹ (Shen *et al.*, 2012). A ecotoxicidade de agrotóxicos pode variar de acordo com cada espécie, como o peso e o nível trófico em que eles podem sobreviver (Mallatt, 1985) assim, a ecotoxicidade de cada organismo

está relacionada com essas variáveis, uma vez que o caramujo é um molusco e a *D. magna* um microcrústaceo.

Para a DTN (formulação K-Othrine®) não foi possível estimar a concentração efetiva, pois o valor foi superior a 117,84 mg L⁻¹ (Tabela 6). Os ensaios foram conduzidos até a concentração de 117,84 mg L⁻¹. Segundo a OECD (2002), os ensaios de ecotoxicidade aguda devem ser realizados com a concentração limite até 100,0 mg L⁻¹; neste caso, não ocorreu mortalidade dos organismos testes e é possível observar com 99% de confiança que os organismos avaliados não estão no grupo mais sensível para a substância testada e o produto é classificado como pouco tóxico.

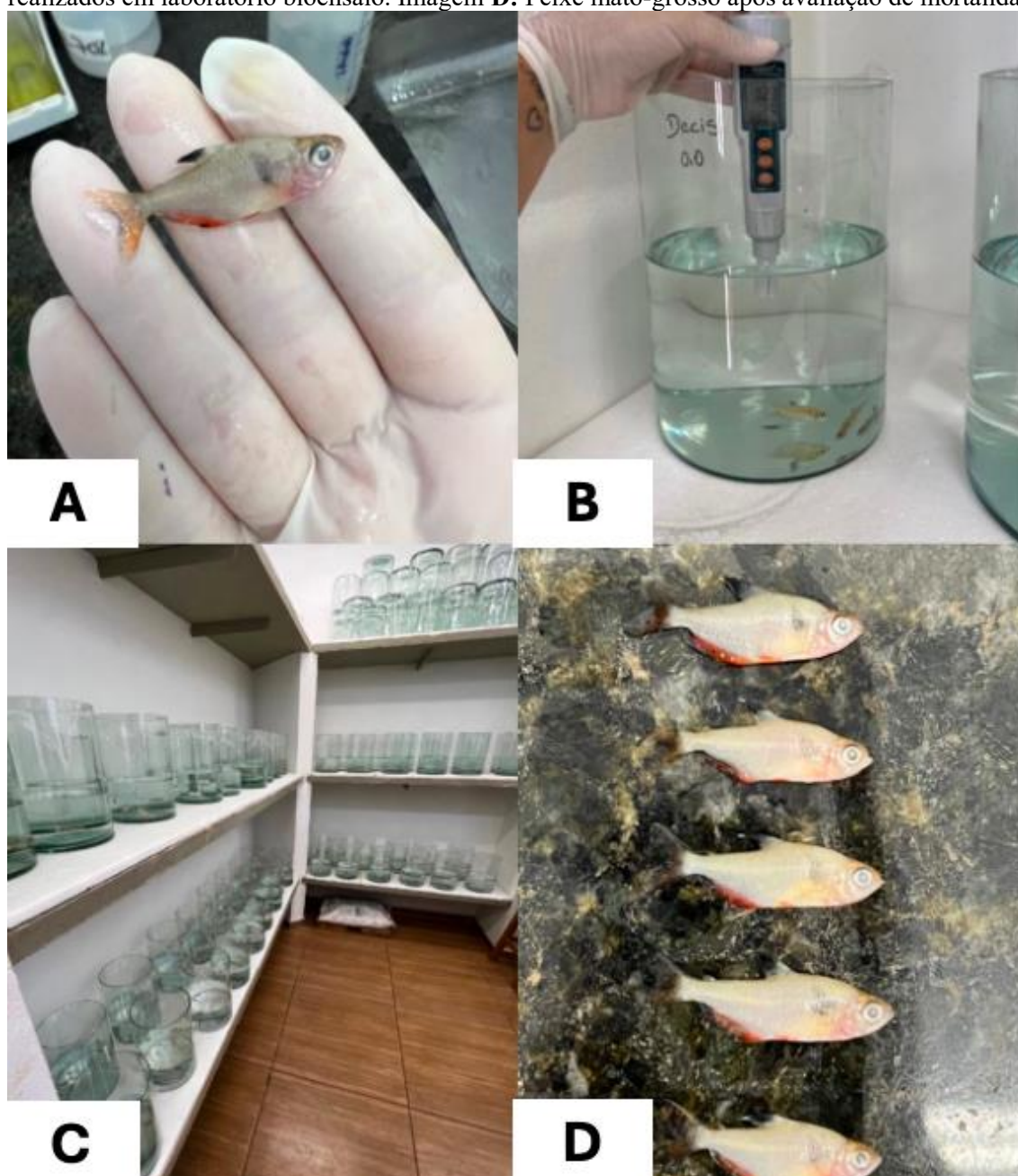
Para Leonel *et al* (2016) o inseticida lambda-cialotrina (formulação Demand®) também não foi possível estimar a concentração efetiva, pois ela foi > que 100 mg L⁻¹ (CE50;48h > 118,0 mg L⁻¹) para o caramujo (*P. canaliculata*), da mesma forma como o DTN (formulação K-Othrine) também não obteve CE50%;48h e foi classificado como pouco tóxico. Para a alfacipermetrina, na formulação Fendona® a 6,0%, a toxicidade aguda (CE50;48h) foi 28,76 mg L⁻¹ com limite superior de 45,98 mg L⁻¹ e inferior de 17,99 mg L⁻¹ classificado como pouco tóxico para o caramujo (*P. canaliculata*).

Ainda de acordo com Leonel *et al* (2016), para o inseticida deltametrina na formulação Decis® a CL50;48h foi de 0,45 mg L⁻¹ com limite superior 0,61 mg L⁻¹ e inferior 0,32 mg L⁻¹ e classificado como muito tóxico, diferente do presente estudo que também para a formulação Decis® obteve CL50;48h de 5,71 mg L⁻¹ e foi classificado como pouco tóxico. O *P. canaliculata* foi mais tolerante à DTN do que a alfacipermetrina para o peixe *Poecilia reticulata* com CL50;96h de 0,00943 mg L⁻¹ (Yilmaz *et al.*, 2004) e para a *Ceriodaphnia dubia* com CE50;48h de 0,00006 mg L⁻¹ (Shen *et al.*, 2012). Diferente do caramujo, os peixes podem apresentar mais sensibilidade e pode ocorrer mortalidade até mesmo com doses mil vezes menor comparado a outros organismos, e principalmente as graves lesões que podem causar nas brânquias dificultando o sistema respiratório.

Na avaliação da ecotoxicidade aguda para o peixe mato-grosso (*H. eques*) da DTN (Decis®), a concentração letal (CL50;48h) foi de 0,000637 mg L⁻¹, com limite superior de 0,0000844 mg L⁻¹ e limite inferior de 0,004813 mg L⁻¹, sendo considerado extremamente tóxico (USEPA, 2017). Para a concentração de 0,0000585 mg L⁻¹ não ocorreu mortalidade dos organismos. As mortalidades iniciaram-se a partir da concentração 0,000234 mg L⁻¹ e 0,000937 mg L⁻¹ com 33,3%. Na concentração 0,00375 mg L⁻¹ ocorreu 77,78% de mortalidade e em 0,0150 mg L⁻¹ ocorreu 100,0% de mortalidade.

A concentração letal de 50% (CL50;48h) da DTN (K-Othrine®) para o peixe mato-grosso foi de 8,03 mg L⁻¹, com limite superior 13,37 mg L⁻¹ e limite inferior de 4,84 mg L⁻¹, sendo classificada como moderadamente tóxica (USEPA, 2022). Não ocorreu mortalidade dos organismos na concentração de 1,05 mg L⁻¹. As mortalidades se iniciaram a partir da concentração de 3,43 mg L⁻¹ com 22,23% de mortalidade e a partir da concentração 36,25 mg L⁻¹ foi constatada 100,0% de mortalidade dos organismos.

Figura 21 – Imagem A: Bioindicador mato grosso já sem vida devido ao inseticida do ensaio (Decis). Imagem B: Avaliação de qualidade de água durante o período experimental. Imagem C: Ensaios realizados em laboratório bioensaio. Imagem D: Peixe mato-grosso após avaliação de mortalidade



Fonte: Próprio autor (2024).

A concentração letal de 50% (CL50;48h) da DTN (Decis®) para o *D. rerio* foi de 0,001011 mg L⁻¹, com LI de 0,0006391 mg L⁻¹ e LS de 0,00160 mg L⁻¹ e classificado com extremamente tóxico (USEPA, 2022). Nas concentrações 0,0000585 mg L⁻¹ e 0,000234 mg L⁻¹ não ocorreram mortalidades. Em 0,000937 mg L⁻¹ ocorreu 44,0% e em 0,00375 e 0,015 mg L⁻¹ a mortalidade foi de 100% dos organismos. Os estudos com o peixe *D. rerio* são muito utilizados em ecotoxicologia por sua sensibilidade a mudanças de hábitat, e principalmente pela sua representatividade nos ecossistemas aquáticos e por ser padronizado em ensaios de ecotoxicidade aguda e/ou crônica interncionalmente, assim como a macrófita *L. minor* que é utilizada mundialmente como organismos bioindicador (Lima *et al.*, 2024).

A DTN apresentou ecotoxicidade aguda para o *D. rerio* similar a descrita por Kim *et al.*, (2018) para o inseticida organoclorado endosulfan para o peixe com CL50 de 0,0068 mg L⁻¹ e para Moon *et al.*, (2016) os embriões da paulistinha com CL50 de 0,000363 mg L⁻¹. A ecotoxicidade do inseticida endosulfan e da DTN foram semelhantes por esses produtos possuírem o mesmo mecanismo de ação (GABA – gama ácido amino butírico) causando o travamento do sistema nervoso central do organismo. Ambos possuem o mesmo mecanismo de ação, mas são de grupos diferentes, e o endosulfan possui ao grupo químico ciclodienos (fenilpirazoes), em que são antagonistas da GABA, diferente da DTN que é um piretróide e é um modulador dos canais de sódio (Kim *et al.*, 2018).

A concentração letal de 50% para a DTN (K-Othrine®) (CL50;48h) para o *D. rerio* foi de 2,60 mg L⁻¹ com LI de 1,66 mg L⁻¹ e LS de 4,06 mg L⁻¹, (Tabela 4). Na concentração 0,10 mg L⁻¹ não ocorreu mortalidade. A partir de 0,32 mg L⁻¹ ocorreu 13,33% de mortalidade; em 1,05 mg L⁻¹ ocorreu 26,67%; em 3,43 mg L⁻¹ ocorreu 46,67% de mortalidade dos organismos e em 11,15 mg L⁻¹ a mortalidade foi de 100% em todas as réplicas.

Segundo Souza *et al.*, (2011) o inseticida diflubenzuron (formulação Dimilin®) obteve CL50;48h de 0,151 mg L⁻¹ para o peixe *Poecilia reticulata* e assim como a DTN (Formulação Decis®) foi classificado como extremamente tóxico. Os invertebrados aquáticos mostraram-se mais suscetíveis ao inseticida diflubenzuron do que os peixes durante a exposição, e isso mostra que a toxicidade de larvicidas citadas em estudos para alguns peixes podem estar relacionado de acordo com as diferentes formulações de agrotóxicos, e isso tem um papel fundamental para a classificação de toxicidade (Mesnage *et al.*, 2015; Cruz *et al.*, 2016).

No presente estudo, a deltametrina (formulação Decis®) foi extremamente tóxica para o peixe mato grosso (*H. eques*), assim como para o carbofuran foi considerado extremamente tóxico para a tilápia (*O. niloticus*) (Américo-Pinheiro *et al.*, 2020). Diferente do inseticida diflubenzuron, com CL50;48h de 10,91 mg L⁻¹ que foi considerado como pouco tóxico (Abe *et*

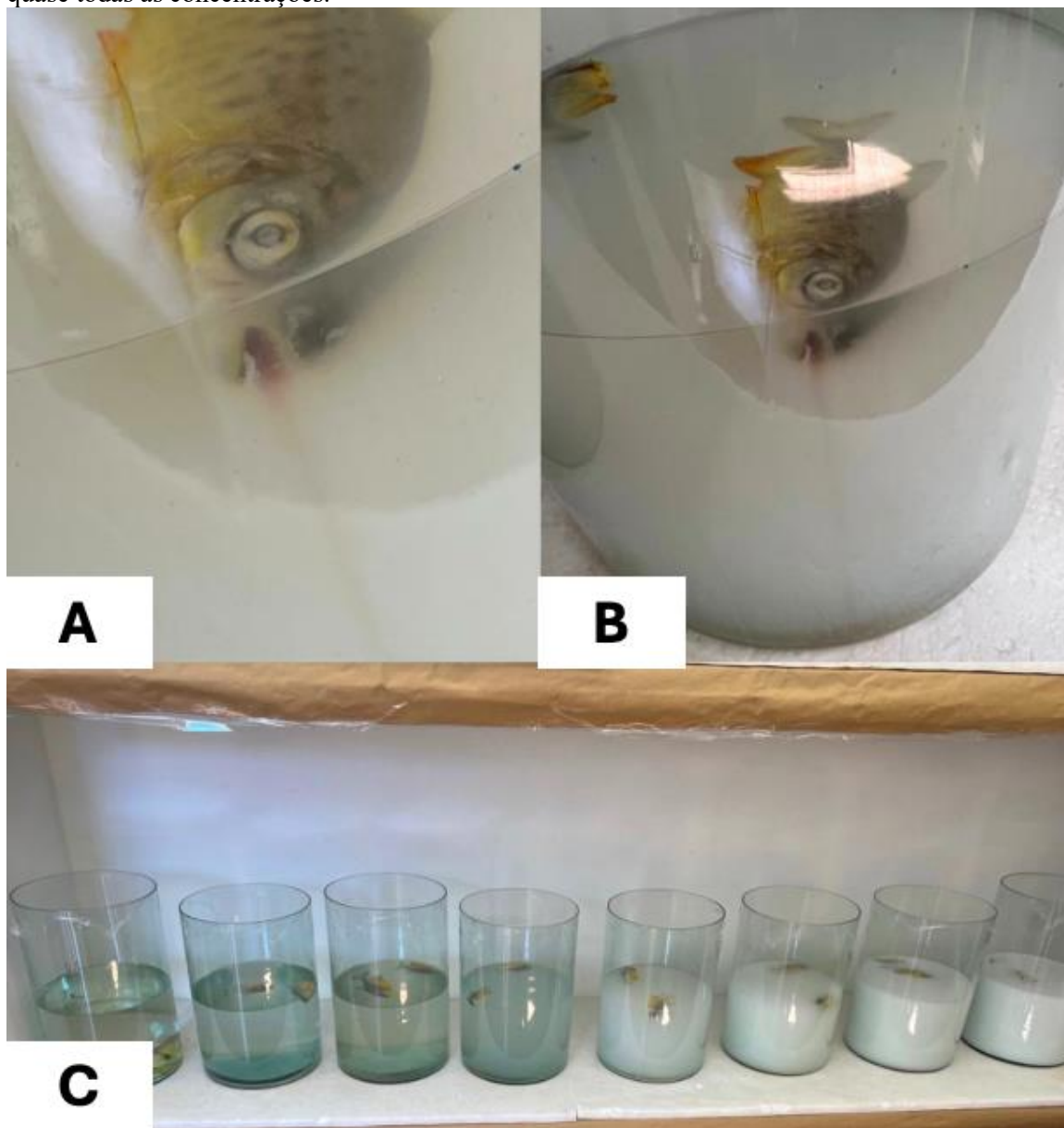
al., 2019). O carbofuran diferente da DTN, é um inseticida carbamato que é responsável por inibir a enzima acetilcolinesterase. Já a DTN tem como função os moduladores dos canais de sódio, bloqueando os canais e diminuindo o fluxo de sódio para dentro da célula e provoca a morte do organismo. Já o diflubenzuron pertence ao grupo dos benzoilureias, que inibe a síntese de quitina, que impede o transporte do açúcar N-acetilglucosamina e dificulta a formação da quitina do inseto (Américo-Pinheiro *et al.*, 2020).

Para o peixe pacu (*P. mesopotamicus*) a concentração letal de 50% (CL50;48h) para a deltametrina (Decis®) foi de 0,0014876 mg L⁻¹ com LI de 0,0009754 mg L⁻¹ e LS de 0,0022688 mg L⁻¹ classificado como extremamente tóxico. Nas concentrações 0,0000585 mg L⁻¹ e 0,000234 mg L⁻¹ não ocorreu mortalidade dos organismos. Para a concentração 0,000937 mg L⁻¹ ocorreu mortalidade de 16,67% em 48 horas de exposição. Nas demais concentrações (0,0000585 e 0,000234 mg L⁻¹) não ocorreu nenhuma mortalidade durante o período do ensaio. Nas concentrações de 0,00375 e 0,0150 mg L⁻¹ obteve maior incidência de mortalidade (100%).

O paration metílico se mostrou menos tóxico para o peixe pacu em estágios de alevinos e juvenis do que o inseticida clorpirifós segundo (Cruz *et al.*, 2004). Para tilápias adultas (*Oreochromus niloticus*), a CL50;48h foi de 2,2 mg L⁻¹ para o malation, afirma (Pathiratne; George, 1998) foi considerado moderadamente tóxico para os peixes, diferente da deltametrina (Formulação Decis®) para o pacu que foi classificado como extremamente tóxico com CL50;48h de 0,0014876 mg L⁻¹.

Durante a exposição do peixe pacu para o inseticida deltametrina (Formulação Decis®) os peixes apresentaram agitação, natação não coordenada e alguns sinais de letargia (natação lenta) nas duas últimas concentrações, o que mostra que são sinais de intoxicação devido a ação do agrotóxico inibindo o sistema enzimático colinérgico do organismo, ou seja, refere-se ao sistema de liberação acetilcolina para atuar, afirma (Cruz *et al.*, 2004). Diferente da DTN na formulação agrícola, a formulação K-Othrine® para o peixe *P. mesopotamicus* não ocorreu mortalidade na concentração de 1,05 mg L⁻¹. Já para as concentrações 3,43; 11,15; 36,25 e 117,84 mg L⁻¹ ocorreu mortalidade e CL50;48h de 2,80 mg L⁻¹, com LI de 2,45 mg L⁻¹ e LS de 4,80 mg L⁻¹ e classificado como moderadamente tóxico.

Figura 22 – Imagens **A** e **B**: Mortalidade do organismo bioindicador pacu, com nítida hemorragia via bucal. Imagem **C**: Ensaio de ecotoxicidade aguda também do bioindicador pacu, com mortalidade em quase todas as concentrações.



Fonte: Próprio autor (2024).

Durante o ensaio, os peixes apresentaram desconforto logo após a exposição ao produto nas concentrações de 36,25 e 117,84 mg L⁻¹. No estudo de Ignácio (2014), o inseticida fipronil obteve uma CL50;48h estimado foi de 0,28 mg L⁻¹ e foi classificado como extremamente tóxico para o peixe mato-grosso (*H. eques*). Assim como também foi classificado como extremamente tóxico para o peixe truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) com CL50;96h foi de 0,24 mg L⁻¹; e para espécie foi de 0,13 mg L⁻¹. Assim como no presente estudo, o fipronil foi classificado como extremamente tóxico, como a DTN (Formulação Decis®) que foi classificado como extremamente tóxico para o presente estudo, pois ambos possuem o mesmo

mecanismo de ação GABA (gama amino butírico), que é o principal neurotransmissor inibitório do sistema nervoso central e de ausência de inibição sináptica, que pode levar a uma hiperexcitabilidade (Santos *et al.*, 2007), que atua sobre o sistema nervoso central pois canais iônicos em células nervosas que pode provocar hiperatividade e subsequente falta de controle das funções normais os organismos (Borges, 2005).

Tabela 6 – Concentração efetiva 50% estimada (CE50;48h) para o caramujo e concentração letal 50% (CL50;48h) para os peixes da deltametrina nas formulações Decis® e K-Othrine®

Deltametrina (Decis®)	Limite Inferior	CL50;48h	Limite Superior	Equação Linear	R²
<i>P. canaliculata</i>	3,47	5,71	9,38	$y = 1,01x - 3,83$	0,89
<i>H. eques</i>	0,004813	0,000637	0,0000844	$y = 24,44x - 24,44$	0,94
<i>D. rerio</i>	0,0006391	0,001011	0,00160	$y = 24,12x - 43,70$	0,84
<i>P. mesopotamicus</i>	0,0009754	0,0014876	0,0022688	$y = 30x - 4667$	0,82
Deltametrina (K-Othrine®)	Limite Inferior	CL50;48h	Limite Superior	Equação Linear	R²
<i>P. canaliculata</i>	-	>117,84	-	$y = 6,59x$	0,39
<i>H. eques</i>	4,84	8,03	13,27	$y = 23,49x - 37,77$	0,90
<i>D. rerio</i>	1,66	2,60	4,06	$y = 23,33x - 32,66$	0,89
<i>P. mesopotamicus</i>	2,45	2,98	4,80	$y = 14,774x$	0,88

Fonte: Próprio autor (2024).

6.4 RISCO DE INTOXICAÇÃO AMBIENTAL PARA OS ORGANISMOS DO ESTUDO NAS DUAS FORMULAÇÕES (AGRÍCOLA E NÃO AGRÍCOLA) DA DTN

Com os valores obtidos nos cálculos realizados segundo Goktepe et al. (2004), a DTN (formulação Decis[®]) apresentou baixo risco ambiental para as macrófitas aquáticas e classificou-se como um inseticida de baixo risco de intoxicação ambiental para a *A. caroliniana*, *L. minor*, *P. canaliculata*, independente que sua maior dose recomendada possa alcançar até 1 hectare nos corpos hídricos, com as profundidades de 0,3 e 2,0 m. Já para os peixes *H. eques*, *D. rerio* e *P. mesopotamicus*, os valores obtidos indicaram um alto risco ambiental da DTN na formulação agrícola, com modo de aplicação aérea em que 50% da dose maior aplicada segundo a bula possa atingir o ambiente aquático e causar mortalidade desses organismos. (Tabela 7).

Tabela 7 – Resultados dos valores do quociente de risco (RQ) e suas classificações de risco para a DTN na formulação agrícola Decis® para aplicação aérea representando pelas diluições da CAE e a CE/CL50 dos organismos bioindicadores avaliados, considerando-se a maior dose recomendada para as culturas de grande importância econômica em aplicação aérea (40 L i.a ha⁻¹) em corpos d’água com área de 1 há e 0,3 m de profundidade

Diluições da CAE	<i>L.</i> <i>Minor</i> 4,71 mg L ⁻¹	<i>A. caroliniana</i> 4,48 mg L ⁻¹	<i>W.</i> <i>brasiliensis</i> 2,04 mg L ⁻¹	<i>P.</i> <i>canaliculata</i> 5,71 mg L ⁻¹	<i>H.</i> <i>eques</i> 0,000637 mg L ⁻¹	<i>D.</i> <i>rerio</i> 0,001011 mg L ⁻¹	<i>P.</i> <i>mesopotamics</i> 0,0014876 mg L ⁻¹
100% 0,033 mg i.a g/L	0,0070 Baixo	0,00066 Baixo	0,0016 Baixo	0,00057 Baixo	5,5 Alto	3,30 Alto	2,22 Alto
50% 0,00166 mg i.a g/L	0,00035 Baixo	0,00037 Baixo	0,00081 Baixo	0,00029 Baixo	2,7 Alto	1,60 Alto	1,12 Alto
25% 0,00125 mg i.a g/L	0,00026 Baixo	0,00027 Baixo	0,00061 Baixo	0,00021 Baixo	0,208 Médio	0,125 Médio	0,08 Médio
12,5% 0,00109 mg i.a g/L	0,00023 Baixo	0,00024 Baixo	0,00053 Baixo	0,00019 Baixo	1,81 Alto	1,09 Alto	0,73 Alto
6,25% 0,00102 mg i.a g/L	0,00021 Baixo	0,00022 Baixo	0,00050 Baixo	0,00017 Baixo	1,70 Alto	1,02 Alto	0,68 Alto
3,12% 0,0009 mg i.a g/L	0,00019 Baixo	0,00020 Baixo	0,00044 Baixo	0,00015 Baixo	1,50 Alto	0,9 Alto	0,60 Alto

Fonte: Próprio autor

Ainda para a DTN na formulação agrícola, o modo de aplicação terrestre indica uma dose maior segundo a bula do produto, sendo 200 L i.a ha⁻¹ para culturas de grande importância econômica, e apresenta alto risco de intoxicação para os peixes bioindicadores utilizados no presente estudo. O alto risco de contaminação da DTN na aplicação terrestre é de acordo com a sua alta dose aplicada recomendada, mesmo que classificado como um agrotóxico pouco tóxico existe um alto risco de intoxicação pelos peixes *H. eques*, *D. rerio* e *P. mesopotamicus*.

Para as macrófitas aquáticas *L. minor*, *A. caroliniana*, *W. brasiliensis* e o molusco *P. canaliculata* a DTN na formulação Decis® não ocorreu índice de risco ambiental, os valores indicaram baixo risco de contaminação ambiental mesmo que sua dose 100% seja recomendada e possa alcançar o corpo hídrico de 1 hectare com as profundidades de 0,3 m e 2,0 m na aplicação terrestre que a dose exposta é maior do que a aérea (Tabela 6).

Tabela 8 – Resultados dos valores do quociente de risco (RQ) e suas classificações de risco para a DTN na formulação agrícola Decis para aplicação terrestre, representando pels diluições da CAE e a CE/CL50 dos organismos bioindicadores avaliados, considerando-se a maior dose recomendada para as culturas de grande importância econômica (200 L i.a ha⁻¹) em corpos d'água com área de 1 há e 0,3 m de profundidade.

Diluições da CAE	<i>L. Minor</i> 4,71 mg L ⁻¹	<i>A. caroliniana</i> 4,48 mg L ⁻¹	<i>W. brasiliensis</i> 2,04 mg L ⁻¹	<i>P. canaliculata</i> 5,71 mg L ⁻¹	<i>H. eques</i> 0,000637 mg L ⁻¹	<i>D. rerio</i> 0,001011 mg L ⁻¹	<i>P. esopotamici</i> 0,0014876 mg L ⁻¹
100% 0,04166 mg i.a g/L	0,0088 Baixo	0,0092 Baixo	0,0201 Baixo	0,0072 Baixo	69,43 Alto	4,16 Alto	29,75 Alto
50% 0,02083 mg i.a g/L	0,0043 Baixo	0,0046 Baixo	0,0102 Baixo	0,0036 Baixo	34,71 Alto	20,83 Alto	14,87 Alto
25% 0,0156 mg i.a g/L	0,0033 Baixo	0,0034 Baixo	0,0076 Baixo	0,0027 Baixo	26 Alto	15,60 Alto	11,14 Alto
12,5% 0,01367 mg i.a g/L	0,0029 Baixo	0,0030 Baixo	0,0067 Baixo	0,0023 Baixo	22,78 Alto	13,67 Alto	9,76 Alto
6,25% 0,0128 mg i.a g/L	0,0027 Baixo	0,0028 Baixo	0,0062 Baixo	0,0022 Baixo	21,33 Alto	12,80 Alto	9,14 Alto
3,12% 0,0124 mg i.a g/L	0,0026 Baixo	0,0027 Baixo	0,0060 Baixo	0,0021 Baixo	20,66 Alto	12,40 Alto	8,85 Alto

Fonte: Próprio autor

A DTN para a formulação Decis® se mostrou com alto risco para os peixes bioindicadores utilizados no estudo. Já a DTN na formulação K-Othrine apresentou baixa indicação de risco ambiental para todos os organismos presente no estudo, e foi classificado como um inseticida de baixo risco de intoxicação ambiental para *L. minor*, *A. caroliniana*, *W. brasiliensis*, *P. canaliculata*, *H. eques*, *D. rerio* e *P. mesopotamicus*, mesmo que 100% da sua maior dose aplicada recomendada possa alcançar o corpo hídrico com pequenas e grandes profundidades (Tabela 7).

Tabela 9 – Resultados dos valores do quociente de risco (RQ) e suas classificações de risco para a DTN na formulação agrícola K-Othrine®, representando pelas diluições da CAE e a CE/CL50 dos organismos bioindicadores avaliados, considerando-se a maior dose recomendada para as culturas de grande importância econômica (8 ml i.a) em corpos d'água com área de 1 hectare e 0,3 m de profundidade

Diluições da CAE	<i>L. minor</i> > 117,84 mg L ⁻¹	<i>A. caroliniana</i> > 117,84 mg L ⁻¹	<i>W. brasiliensis</i> > 117,84 mg L ⁻¹	<i>P. Canaliculata</i> > 117,84 mg L ⁻¹	<i>H. eques</i> 8,03 mg L ⁻¹	<i>D. rerio</i> 2,60 mg L ⁻¹	<i>P. mesopotamicus</i> 2,98 mg L ⁻¹
100% 0,00066 mg i.a g/L	0,0000056 Baixo	0,0000056 Baixo	0,0000056 Baixo	0,0000056 Baixo	0,000082 Baixo	0,00025 Baixo	0,00022 Baixo
50% 0,00033 mg i.a g/L	0,0000028 Baixo	0,0000028 Baixo	0,0000028 Baixo	0,0000028 Baixo	0,000041 Baixo	0,00012 Baixo	0,00011 Baixo
25% 0,00025 mg i.a g/L	0,0000021 Baixo	0,0000021 Baixo	0,0000021 Baixo	0,0000021 Baixo	0,000031 Baixo	0,000096 Baixo	0,000096 Baixo
12,5% 0,00021 mg i.a g/L	0,0000017 Baixo	0,0000017 Baixo	0,0000017 Baixo	0,0000017 Baixo	0,000026 Baixo	0,000030 Baixo	0,000080 Baixo
6,25% 0,00020 mg i.a g/L	0,0000016 Baixo	0,0000016 Baixo	0,0000016 Baixo	0,0000016 Baixo	0,000024 Baixo	0,00076 Baixo	0,000076 Baixo
3,12% 0,00019 mg i.a g/L	0,0000016 Baixo	0,0000016 Baixo	0,0000016 Baixo	0,0000016 Baixo	0,000023 Baixo	0,000073 Baixo	0,000073 Baixo

Fonte: Próprio autor

7 CONCLUSÃO

As macrófitas para a formulação decis apresentaram ecotoxicidade devido ao inerte presente na formulação, o que mostrou ser moderadamente tóxicos para elas.

Os peixes apresentaram mais sensibilidade para as duas formulações do inseticida. A variação de resposta de ecotoxicidade para os organismos bioindicadores indica influência do inerte (hidrocarbonetos) ou de formulação, sendo relevante estes efeitos em estudos com inseticidas formulados comercialmente. Da mesma forma com que, os inseticidas piretróides são utilizados para controle de insetos-pragas e tem como ação, agir sob o sistema nervoso central dos organismos, diferente do modo de ação sob as plantas aquáticas.

De acordo com o estudo, os três peixes (*H. eques*, *D. rerio* e *P. mesopotamicus*) utilizados podem ser utilizados como bioindicador das diferentes formulações de deltametrina, uma vez que apresentaram sensibilidade ao agrotóxico utilizado.

Os riscos de intoxicação ambiental para os organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos avaliados no presente estudo foram maiores para os peixes na formulação agrícola Decis® tanto para aplicação aérea, como para a aplicação terrestre por ser uma molécula muito utilizada em várias culturas de importância econômica, e pode ser classificado de médio a alto risco de contaminação pela diluição da CAE e de acordo com a proporção do corpo hídrico. Deve-se ter as devidas precauções com o uso da DTN (formulação Decis) pois concentrações elevadas podem causar mortalidade dos peixes.

Diferente da DTN (formulação Decis®) a formulação K-Othrine® ocorreu contaminação da água nas condições propostas, mas não causou toxicidade, e com isso o risco de intoxicação foi classificado como baixo, sem causar mortalidade para os organismos avaliados.

REFERÊNCIAS

- ABE, F. R.; MACHADO, A. A.; COLEONE, A. C.; CRUZ, C.; MACHADO-NETO, J. G. Toxicity of diflubenzuron and temephos on freshwater fishes: ecotoxicological assays with *Oreochromis niloticus* and *Hyphessobrycon eques*. **Water, Air, & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 230, p. 1-10, 2019.
- ACHIORNO, C. L.; VILLALOBOS, C.; FERRARI, L. Validation test with embryonic and larval stages of *Chordodes nobilii* (Gordiida, Nematomorpha): Sensitivity to three reference toxicants. **Chemosphere**, Amsterdã, v. 81, n. 2, p. 133-140, 2010.
- ALI, Z.; WAHEED, H.; KAZI, A. G.; HAYAT, A.; AHMAD, M. Duckweed: An efficient hyperaccumulator of heavy metals in water bodies. In: AHMAD, Parvaiz. **Plant metal interaction**. Oxford: Elsevier, 2016. p. 411-429.
- AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P., CRUZ, C., AGUIAR, M. M., TORRES, N. H., FERREIRA, L. F. R., MACHADO-NETO, J. G. Sublethal effects of imidacloprid in hematological parameters of tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Water, Air, & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 230, p. 1-7, 2019.
- AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P., MACHADO, A. A., CRUZ, C., AGUIAR, M. M., FERREIRA, L. F. R., Torres, N. H., & Machado-Neto, J. G. Histological changes in targeted organs of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) exposed to sublethal concentrations of the pesticide carbofuran. **Water, Air, & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 231, n. 5, p. 228, 2020.
- AMÉRICO, J. H. P., DE OLIVEIRA MANOEL, L., TORRES, N. H., FERREIRA, L. F. RO. Uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. **Revista Científica ANAP Brasil**, [S. l.], v. 8, n. 13, 2015.
- ASCOUGH, J. C.; FATHELRAHMAN, E. M.; MCMASTER, G. S. Insect pest models and insecticide application. In: JØRGENSEN, S. E.; FATH, B. D. (org.). **Encyclopedia of Ecology**. 1. ed. Oxford: Elsevier, 2008. v. 5, p. 1978–1985.
- ATTIA, M. M.; SALEM, H. M. Morphological and molecular characterization of *Pseudolynchia canariensis* (Diptera: Hippoboscidae) infesting domestic pigeons. **International Journal of Tropical Insect Science**, [S. l.], v. 42, n. 1, p. 733–740, 2022.
- Başer, S., Erkoç, F., Selvi, M., & Koçak, O. Investigation of acute toxicity of permethrin on guppies *Poecilia reticulata*. **Chemosphere**, Amsterdã, v. 51, n. 6, p. 469-474, 2003.
- BLOOM, B. M.; LAUBACH, G. D. The relationship between chemical structure and pharmacological activity. **Annual Review of Pharmacology**, Palo Alto, v. 2, n. 1, p. 67-108, 1962.
- BOLOGNESI, C.; MERLO, F. D. Pesticides: Human health effects. Reference module in earth systems and environmental sciences. **Encyclopedia Environ. Health**, Londres, p. 118-132, 2019.

BONGUE, D., DE SOUSA GASPAR, M. D. G., CHITOMBI, A. N., JOÃO, P. G., FERREIRA, J. C. Degradação química do solo da funda. **Brazilian applied science review**, São José dos Pinhais, v. 3, n. 2, p. 1417-1432, 2019.

BORGES, A., SCOTTI, L. V., SIQUEIRA, D. R., ZANINI, R., DO AMARAL, F., JURINITZ, D. F., WASSERMANN, G. F. Changes in hematological and serum biochemical values in jundiá *rhamdia quelen* due to sub-lethal toxicity of cypermethrin. **Chemosphere**, Amsterdã, v. 69, n. 6, p. 920-926, 2007.

BRADBERRY, S. M., CAGE, S. A., PROUDFOOT, A. T., & VALE, J. A. Poisoning due to pyrethroids. **Toxicological reviews**, Londres, v. 24, p. 93-106, 2005.

CANEDO, A., ROCHA, T. L. Zebrafish (*Danio rerio*) using as model for genotoxicity and DNA repair assessments: Historical review, current status and trends. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 762, p. 144084, 2021.

CENGIZ, E. I.; UNLU, E. Sublethal effects of commercial deltamethrin on the structure of the gill, liver and gut tissues of mosquitofish, *Gambusia affinis*: a microscopic study. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, Amsterdã, v. 21, n. 3, p. 246-253, 2006

CHENG, B., ZOU, L., ZHANG, H., CAO, Z., LIAO, X., SHEN, T., ... & LU, H.. Effects of cyhalofop-butyl on the developmental toxicity and immunotoxicity in zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, Amsterdã, v. 263, p. 127849, 2021.

COWIE, R. H., HAYES, K. A., STRONG, E. E., & THIENGO, S. C. Non-native apple snails: systematics, distribution, invasion history and reasons for introduction. In: JOSHI, R. C.; COWIE, R. H.; SEBASTIAN, L. S. (ed.). **Biology and management of invasive apple snails**. Maligaya: Philippine Rice Research Institute, 2017.

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

CRUZ, C.; SILVA, A. F.; PITELLI, R. A.; MACHADO, M. R. F.; CARRASCHI, S. P. Sensitivity, ecotoxicity and histopathological effects on neotropical fish exposed to glyphosate alone and associated to surfactant. **Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology**, Lagos, v. 8, n. 3, p. 25-33, 2016.

D'AMORA, M.; GIORDANI, S. The utility of zebrafish as a model for screening developmental neurotoxicity. **Frontiers in neuroscience**, Lausanne, v. 12, p. 976, 2018.

Dagosta, F. C., Marinho, M. M., Camelier, P., & Lima, F. C. A new species of *Hyphessobrycon* (Characiformes: Characidae) from the upper Rio Juruena basin, Central Brazil, with a redescription of *H. cyanotaenia*. **Copeia**, [S. l.], v. 104, n. 1, p. 250-259, 2016.

DAS, B. K., & MUKHERJEE, S. C. (2003). Toxicity of cypermethrin in *Labeo rohita* fingerlings: biochemical, enzymatic and haematological consequences. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, Oxford, v. 134, n. 1, p. 109-121.

DAUFENBACK, V., ADELL, A., MUSSOI, M. R., FURTADO, A. C. F., SANTOS, S. A. D., & VEIGA, D. P. B. D. Agrotóxicos, desfechos em saúde e agroecologia no Brasil: uma revisão de escopo. **Saúde em Debate**, Rio de Janeiro, v. 46, n. spe2, p. 482-500, 2022.

DE ALKIMIN, G. D., SANTOS, J., SOARES, A. M., NUNES, B. Ecotoxicological effects of the azole antifungal agent clotrimazole on the macrophyte species *Lemna minor* and *Lemna gibba*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, Oxford, v. 237, n. 108835, 2020.

DE BARROS, A. F., SILVA, A. C. C., SANTO, P. R. J., DE BARROS, O. F. . Investimento e custo de produção de peixes nativos em sistema de policultivo e monocultivo-estudo de caso. **Brazilian Journal of Development**, São José dos Pinhais, v. 6, n. 3, p. 16342-16359, 2020.

DE CARVALHO, L. G., BRITTO, F. F., MARIN-MORALES, M. A., & MAFFEI, E. M. D.. Análises citológicas do inseticida Deltametrina usando o Teste de Micronúcleo. **Revista da Biologia**, v. 17, n. 1, p. 1-5, 2017.

DE OLIVEIRA, M. F. Controle de plantas daninhas: métodos físico, mecânico, cultural, biológico e alelopatia. 2018..

DOMINATI, E., MACKAY, A., GREEN, S., & PATTERSON, M. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. **Ecological Economics**, Amsterdã, v. 100, p. 119-129, 2014.

DUFT, M., SCHULTE-OEHLMANN, U., WELTJE, L., TILLMANN, M., & OEHLMANN, J. (2003). Produção estimulada de embriões como parâmetro de exposição estrogênica via sedimentos no caramujo de água doce *Potamopyrgus antipodarum*. **Aquatic Toxicology**, Amsterdã, 64 (4), 437-449.

EL-SAYED, Y. S., SAAD, T. Subacute Intoxication of a Deltamethrin-Based Preparation (Butox® 5% EC) in Monosex Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* L. **Basic & clinical pharmacology & toxicology**, Hoboken, v. 102, n. 3, p. 293-299, 2008.

ESTEBENET, A. L.; MARTÍN, P. R. Minireview: *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae): life-history traits and their plasticity. **Biocell**, Mendoza, v. 26, p. 83, 2002.

European Communities (EC), Technical guidance document in support of Commission Directive 1488/94 EEC on risk assessment for existing substances. Part II, environmental risk assessment. **Luxembourg: Office for official publication of the European Communities**, 2003. 337p.

FAO, FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations <https://www.fao.org/faostat/en/# data>. 2022.

FERNANDES NETO, M. L., SARCINELLI, P. N. Agrotóxicos em água para consumo humano: uma abordagem de avaliação de risco e contribuição o processo de atualização da

legislação brasileira. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, p. 69-78, 2009.

FIA, R., TADEU, H. C., MENEZES, J. D., FIA, F. R. L., & OLIVEIRA, L. D. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.

FILLOLS, E., DAVIS, A. M., LEWIS, S. E., & WARD, A. Combining weed efficacy, economics and environmental considerations for improved herbicide management in the Great Barrier Reef catchment area. **Science of The Total Environment**, Amsterdã, v. 720, p. 137481, 2020.

FLORÊNCIO, T., CARRASCHI, S. P., CRUZ, C. D., SILVA, A. F. D., MARQUES, A. M., & PITELLI, R. A. Bioindicadores neotropicais de ecotoxicidade e risco ambiental de fármacos de interesse para aquicultura. **Boletim do Instituto de Pesca**, p. 569-576, 2014.

GAGNAIRE, B., GAGNÉ, F., ANDRÉ, C., BLAISE, C., ABBACI, K., BUDZINSKI, H., ... & GARRIC, J. Development of biomarkers of stress related to endocrine disruption in gastropods: alkali-labile phosphates, protein-bound lipids and vitellogenin-like proteins. **Aquatic Toxicology**, Amsterdã, v. 92, n. 3, p. 155-167, 2009.

GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R. P. L.; BAPTISTA, G. D.; BERTI FILHO, E.; LOPES, J.; OMOTO, C. **Entomologia agrícola**. Piracicaba: Fealq, 2002.

GARCIA, GLORIA R.; NOYES, PAMELA D.; TANGUAY, ROBERT L. Advancements in zebrafish applications for 21st century toxicology. **Pharmacology & therapeutics**, Amsterdã, v. 161, p. 11-21, 2016.

GAVRILESCU, Maria. Fate of pesticides in the environment and its bioremediation. **Engineering in life sciences**, Weinheim, v. 5, n. 6, p. 497-526, 2005.

GOESSLING, WOLFRAM; SADLER, KIRSTEN C. Zebrafish: an important tool for liver disease research. **Gastroenterology**, Filadélfia, v. 149, n. 6, p. 1361-1377, 2015.

GOKTEPE, I., PORTIER, R., AHMEDNA, M. Ecological risk assessment of neem-based pesticides. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, Filadélfia, v. 39, n. 2, p. 311-320, 2004.

GUILHERME, LRG. Fundamentos da análise de risco: conceitos em análise de risco ecológica e para a saúde humana. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, Natal, n. 34, p. 44-55, 2005.

HARPER, S. S. Sorption-desorption and herbicide behaviour in soil. 1994.

HAYES, K. A., BURKS, R. L., CASTRO-VAZQUEZ, A., DARBY, P. C., HERAS, H., MARTÍN, P. R., ... & COWIE, R. H. Insights from an integrated view of the biology of apple snails (Caenogastropoda: Ampullariidae). **Malacologia**, Ann Arbor, v. 58, n. 1-2, p. 245-302, 2015.

HELFRICH, L. A., WEIGMANN, D. L., HIPKINS, P. A., & STINSON, E. R. Pesticides and aquatic animals: a guide to reducing impacts on aquatic systems, 2009.

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 aguda para o guaru (*Phallocerus caudimaculatus*), em condições de laboratório. **Planta Daninha**, Viçosa, Amsterdã, v. 29, p. 279-285, 2011.

IGNÁCIO, N. F. Seleção de bioindicadores aquáticos pela toxicidade aguda e risco ambiental do inseticida fipronil. 2014.

KARLIK, J.F. Insects and other animals | Insecticides. Em A.V. Roberts (Org.), **Encyclopedia of Rose Science** (p. 460-466). Elsevier, 2003.

KRONEMBERGER, D. M. P. Os desafios da construção dos indicadores ODS globais. **Ciência e cultura**, v. 71, n. 1, p. 40-45, 2019.

LAI, K. P., GONG, Z., TSE, W. K. F. Zebrafish as the toxicant screening model: Transgenic and omics approaches. **Aquatic Toxicology**, Amsterdã, v. 234, p. 105813, 2021.

LANDRIGAN, PHILIP J. Poluição do ar e saúde. **The Lancet Public Health**, Londres, v. 2, n. 1, pág. e4-e5, 2017.

LILBURNE, L., EGER, A., MUDGE, P., AUSSEIL, A. G., STEVENSON, B., HERZIG, A., & BEARE, M. The Land Resource Circle: Supporting land-use decision making with an ecosystem-service-based framework of soil functions. **Geoderma**, São Paulo, v. 363, p. 114134, 2020.

LIMA, M. R., DE OLIVEIRA LIMA, A. C. S., DE FRANÇA ROQUE, B., DE ARAÚJO, A. D. N., & DE OLIVEIRA, A. C. P. Efeito do congelamento das amostras de água nos ensaios de ecotoxicidade com *Danio rerio*. **Revista Contemporânea**, São José dos Pinhais, v. 4, n. 2, p. e3450-e3450, 2024.

LITSINGER, J. A.; ESTANO, DOMINICIANO B. Management of the golden apple snail *Pomacea canaliculata* (Lamarck) in rice. **Crop Protection**, Amsterdã, v. 12, n. 5, p. 363-370, 1993.

LOVE, D. C., FRY, J. P., CABELLO, F., GOOD, C. M., & LUNESTAD, B. T.. Veterinary drug use in United States net pen Salmon aquaculture: Implications for drug use policy. **Aquaculture**, Amsterdã, v. 518, p. 734820, 2020.

MALASPINA, I. C. Eficácia biológica e feitos tóxicos de fontes de cobre e diquat para organismos aquáticos. 2016.

MALLAT, J. Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: a statistical review. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 42, n. 4, p. 630-648, 1985.

MARCON, L., LOPES, D. S., MOUNTEER, A. H., GOULART, A. M. A., LEANDRO, M. V., & dos ANJOS BENJAMIN, L. Pathological and histometric analysis of the gills of

female *Hyphessobrycon eques* (Teleostei: Characidae) exposed to different concentrations of the insecticide Dimilin®. **Ecotoxicology and environmental safety**, Philadelphia, v. 131, p. 135-142, 2016.

MARQUES, M. B. L.; BRUNETTI, I. A.; FALEIROS, C. A.; DA CRUZ, C.; IQBAL, H. M.; BILAL, M.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Ecotoxicological assessment and environmental risk of the insecticide chlorpyrifos for aquatic neotropical indicators. **Water, Air, & Soil Pollution**, Dordrecht, v. 232, p. 1-14, 2021.

MARTÍNEZ-ESCUADERO, C. M.; GARRIDO, I.; FLORES, P.; HELLÍN, P.; CONTRERAS-LÓPEZ, F.; FENOLL, J. Remediation of triazole, anilinoypyrimidine, strobilurin and neonicotinoid pesticides in polluted soil using ozonation and solarization. **Journal of Environmental Management**, Amsterdam, v. 310, p. 114781, 2022.

MATAQUEIRO, M. I. M. I. Toxicidade aguda do tricloforom em pacus juvenis *Piaractus mesopotamicus* Holmerb, 1887. 2006. 68 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura da UNESP Campus de Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2006.

MEDEIROS, L. S.; SOUZA, J. P.; WINKALER, E. U.; CARRASCHI, S. P.; CRUZ, C.; SOUZA-JÚNIOR, S. C.; MACHADO-NETO, J. G. Acute toxicity and environmental risk of teflubenzuron to *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* and *Lemna minor* in the absence and presence of sediment. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, New York, v. 48, n. 7, p. 600-606, 2013.

MISHRA, D.; SRIVASTAV, S. K.; SRIVASTAV, A. K. Effects of the insecticide cypermethrin on plasma calcium and ultimobranchial gland of a teleost, *Heteropneustes fossilis*. **Ecotoxicology and environmental safety**, Philadelphia, v. 60, n. 2, p. 193-197, 2005.

MONTANHA, F. P.; ASTRAUSKAS, J. P.; KIRNEW, M. D.; NAGASHIMA, J. C.; PIMPÃO, C. T. Degradação de ambientes aquáticos por exposição a compostos químicos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, São Paulo, v. 10, n. 17, p. 1-12, 2011.

MOREIRA, J. C.; JACOB, S. C.; PERES, F.; LIMA, J. S.; MEYER, A.; OLIVEIRA-SILVA, J. J.; CURI, R. Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 2, p. 299-311, 2002.

MURTY, A. S. **Toxicology of pesticide to fish**. Boca Raton: Editora CRC Press, 1988. 129 p.

NANDAN, S. B.; NIMILA, P. J. Lindane toxicity: histopathological, behavioural and biochemical changes in *Etroplus maculatus* (Bloch, 1795). **Marine environmental research**, London, v. 76, p. 63-70, 2012.

OSTI, S. C.; VAROLI, F. M. F.; MATUSHIMA, E. R.; BERNARDI, M. M. Comparative studies of delthametrin acute toxicity in exotic and Brazilian fish. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, Campinas, v. 2, n. 2, p. 101-106, 2007.

PATHIRATNE, A.; GEORGE, S. G. Toxicity of malathion to Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* and modulation by other environmental contaminants. **Aquatic Toxicology**, Amsterdã, v. 43, n. 4, p. 261-271, 1998.

PEÑA, A.; DELGADO-MORENO, L.; RODRÍGUEZ-LIÉBANA, J. A. A review of the impact of wastewater on the fate of pesticides in soils: Effect of some soil and solution properties. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 718, p. 134468, 2020.

PEREIRA, M. P. Fitotoxicidade do chumbo na germinação e crescimento inicial de alface em função da anatomia radicular e ciclo celular. **Revista Agroambiente online**, Boa Vista, v. 7, n. 1, p. 36-43, 2013.

PEREIRA, R. B.; MOURA, A. P.; PINHEIRO, J. B. **Tecnologia de aplicação de agrotóxicos em cultivo protegido de tomate e pimentão**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. Embrapa Hortaliças. Circular Técnica, 144.

PEREIRA, Regiane Guimarães Landi. **Critérios de avaliação de risco de praguicidas em alimentos vegetais como ferramenta de gerenciamento da segurança alimentar no Brasil**. 2005. Dissertação (Mestrado em Toxicologia e Análises Toxicológicas) - Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

PEREIRA, S. F.; POTT, V. J.; TEMPONI, L. G. Lemnoideae (Araceae) no estado do Paraná, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 67, p. 839-848, 2016.

PERES, F.; MOREIRA, J. C. **É veneno ou é remédio? agrotóxicos, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2003.

PIMPAO, C. T.; ZAMPRONIO, A. R.; DE ASSIS, H. C S. Effects of deltamethrin on hematological parameters and enzymatic activity in *Ancistrus multispinis* (Pisces, Teleostei). **Pesticide Biochemistry and Physiology**, Maryland Heights, v. 88, n. 2, p. 122-127, 2007.

POLAT, H.; ERKOÇ, F. Ü.; VIRAN, R.; KOÇAK, O. Investigation of acute toxicity of beta-cypermethrin on guppies *Poecilia reticulata*. **Chemosphere**, Oxford, v. 49, n. 1, p. 39-44, 2002.

RAND, G. M.; PETROCELLI, S. R. **Fundamentals of aquatic toxicology: methods and applications**. London: Hemisphere Publishing Corporation, 1985.

REZENDE-TEIXEIRA, P.; DUSI, R. G.; JIMENEZ, P. C.; ESPINDOLA, L. S.; COSTA-LOTUFO, L. V. What can we learn from commercial insecticides? Efficacy, toxicity, environmental impacts, and future developments. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 300, 2022.

RIBEIRO, E. B.; BADEA, M.; RIBEIRO, D. B.; COSTA, A. R.; SANTOS, D. R. D.; MARQUES, P. R.; NUNES, G. S. Atividade inibitória de pesticidas piretroides sobre a glutathione S-transferase. **Química Nova**, São Paulo, v. 45, v. 2, p. 138-144, 2022.

RIBEIRO, S. D. De M.; SIQUEIRA, M. T. de; GURGEL, I. G. D.; DINIZ, G. T. N. A comercialização de agrotóxicos e o modelo químico-dependente da agricultura do Brasil. **Saúde em Debate**, Rio de Janeiro, v. 46, p. 210-223, 2022.

RODRIGUES, A. P. de C.; CASTILHOS, Z. C.; CESAR, R. G.; ALMOSNY, N. R. P.; LINDE-ARIAS, A. R.; BIDONE, E. D. **Avaliação de risco ecológico**: conceitos básicos, metodologia e estudo de caso. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2011.

RUSCHEL, A. P.; RUSCHEL, A. P. **A azolla e a cultura arrozeira**. Goiania: EMBRAPA: CNPAF, 1990.

SAINT-PAUL, U. Potential for aquaculture of South American freshwater fishes: a review. **Aquaculture**, Amsterdã, v. 54, n. 3, p. 205-240, 1986.

SANTOS, M. A, T.; AREAS, M.; REYES, F. G. R. Piretróides—uma visão geral. **Alimentos e Nutrição**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 339-349, 2008.

SARAVANAN, A.; KUMAR, P. S.; JEEVANANTHAM, S.; ANUBHA, M.; JAYASHREE, S. Degradation of toxic agrochemicals and pharmaceutical pollutants: Effective and alternative approaches toward photocatalysis. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 298, 2022.

SHEN, M. F.; KUMAR, A.; DING, S. Y.; GROCKE, S. Comparative study on the toxicity of pyrethroids, α -cypermethrin and deltamethrin to *Ceriodaphnia dubia*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Philadelphia, v. 78, p. 9-13, 2012.

SHIOGIRI, N. S.; IKEFUTI, C. V.; CARRASCHI, S. P.; DA CRUZ, C.; FERNANDES, M. N. Effects of azithromycin on tilapia (*Oreochromis niloticus*): health status evaluation using biochemical, physiological and morphological biomarkers. **Aquaculture Research**, Oxford, v. 48, n. 7, p. 3669-3683, 2017.

SILVA, A. J. D. Aspectos da alimentação do pacu adulto, *Colossoma mitrei* (BERG, 1895) (Pisces, Characidae), no Pantanal de Mato Grosso. 1985. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1985.

SILVA, E.; CEREJEIRA, M. J. Avaliação do risco de pesticidas individuais e suas misturas em águas de superfície. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 35, n. 2, p. 32-42, 2012.

SILVA, J. Q. D. Diagnóstico do uso e tipos de agrotóxicos na Bacia Hidrográfica do Açude Cordeiro—Congo—PB. 2014. Monografia (Tecnólogo em Agroecologia) – Universidade Federal de Campina Grande, Sumé, 2014.

MANSANO, A. da S.; MOREIRA, R. A.; ROCHA, O. Toxicidade aguda do agrotóxico carbofurano ao cladóceros *Ceriodaphnia silvestri*, 1902. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 8, n. 12, 2013.

SILVA, C. C.; SOUZA, M. de F.; PASSOS, A. B. R. de J.; SILVA, T. S.; BORGES, M. P. da S.; dos SANTOS, M. S.; SILVA, D. V. Risk of environmental contamination due to the hexazinone application in agricultural soils in northeastern Brazil. **Geoderma Regional**, São Paulo, v. 28, 2022.

SINGH, P. B.; SINGH, V. Cypermethrin induced histological changes in gonadotrophic cells, liver, gonads, plasma levels of estradiol-17 β and 11-ketotestosterone, and sperm motility in *Heteropneustes fossilis* (Bloch). **Chemosphere**, Oxford, v. 72, n. 3, p. 422-431, 2008.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. **Princípios de toxicologia ambiental**. Rio de Janeiro: Interciência, 2021.

SOUZA, J. P.; MEDEIROS, L. de S.; WINKALER, E. U.; MACHADO-NETO, J. G. Acute toxicity and environmental risk of diflufenzuron to *Daphnia magna*, *Poecilia reticulata* and *Lemna minor* in the absence and presence of sediment. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, Curitiba, v. 21, p. 1-12, 2011.

STENSTRÖM, J. R.; KREUGER, J.; GOEDKOP, W. Pesticide mixture toxicity to algae in agricultural streams—Field observations and laboratory studies with in situ samples and reconstituted water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Philadelphia, v. 215, 2021.

STOCKING, M. A.; MURNAGHAN, N. **A handbook for the field assessment of land degradation**. Boca Raton: Routledge, 2013.

TAVARES-DIAS, M.; SANDRIM, E. D. S.; MORAES, F. D.; CARNEIRO, P. F. Physiological responses of “tambaqui” *Colossoma macropomum* (Characidae) to acute stress. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 43-48, 2001.

TAYLOR, S. L. Adverse Reactions to Foods and Food Additives. **Food Allergy**, McLean, p. 507-517, 2013.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicology and environmental safety**, Philadelphia, v. 1, n. 2, p. 151-173, 1977.

VALARINI, P. J.; de NARDO, E. A. B.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A.; de CASTRO, V. L. S. Dinâmica e efeitos de agrotóxicos no meio ambiente. In: FREIRE, F. das C. O.; CARDOSO, J. E.; VIANA, F. M. P. **Doenças de fruteiras tropicais de interesse agroindustrial**. Brasília, DF: Embrapa, 2003.

VAZ, M. M.; TORQUATO, V. C.; BARBOSA, N. D. C. **Guia ilustrado de peixes da bacia do Rio Grande**. Belo Horizonte: CEMIG/CETEC, 2000.

VELÍŠEK, J.; JURČÍKOVÁ, J.; DOBŠÍKOVÁ, R.; SVOBODOVÁ, Z.; PIAČKOVÁ, V.; MACHOVÁ, J.; NOVOTNÝ, L. Effects of deltamethrin on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, Amsterdã, v. 23, n. 3, p. 297-301, 2007.

VERNETTI, L. A.; VOGT, A.; GOUGH, A.; TAYLOR, D. L. Evolution of experimental models of the liver to predict human drug hepatotoxicity and efficacy. **Clinics in liver disease**, Philadelphia, v. 21, n. 1, p. 197-214, 2017.

VIRAN, R.; ERKOÇ, F. Ü.; POLAT, H.; KOÇAK, O. Investigation of acute toxicity of deltamethrin on guppies (*Poecilia reticulata*). **Ecotoxicology and environmental safety**, Philadelphia, v. 55, n. 1, p. 82-85, 2003.

ZANANDREA, R.; BONAN, C. D.; CAMPOS, M. M. Zebrafish as a model for inflammation and drug discovery. **Drug Discovery Today**, London, v. 25, n. 13, p. 2201-2211, 2020.

ZOKA, M.; LLADÓ, S.; STATHOPOULOS, N.; KOKKALIDOU, M.; VENTURA, A. M.; STRINGER, L. C.; SOLIVERES, S. S. Preliminary assessment of the knowledge gaps to reduce land degradation in Europe. **Soils for Europe**, Coimbra, v. 1, 2024.

ZUCKER, E. **Hazard evaluation division, standard evaluation procedure**: acute toxicity test for freshwater fish. Washington: US Environmental Protection Agency: Office of Pesticide Programs, 1985.