



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AMBIENTE, TECNOLOGIA E SOCIEDADE
MESTRADO EM AMBIENTE, TECNOLOGIA E SOCIEDADE

MARIA CAROLINA RAMIREZ HERNANDEZ

**TOLERANCIA E CAPACIDADE REMEDIADORA DE MACRÓFITAS AQUATICAS
AO ATRAZINE**

MOSSORÓ
2022

MARIA CAROLINA RAMIREZ HERNANDEZ

**TOLERANCIA E CAPACIDADE REMEDIADORA DE MACRÓFITAS AQUATICAS
AO ATRAZINE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Campus Mossoró, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ambiente, Tecnologia e Sociedade.

Linha de Pesquisa: Estratégias sustentáveis de desenvolvimento do semiárido e Tecnologias Sustentáveis e Recursos Naturais do Semiárido

Orientadora: Prof^ª. Elis Regina Costa de Moraes - UFERSA

Coorientador: Prof. Daniel Valadão Silva - UFERSA

MOSSORÓ
2022

© Todos os direitos estão reservados a Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996 e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tomar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata. A mesma poderá servir de base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) sejam devidamente citados e mencionados os seus créditos bibliográficos.

R173t Ramirez Hernandez , Maria Carolina.
TOLERANCIA E CAPACIDADE REMEDIADORA DE
MACROFITAS AQUÁTICAS AO ATRAZINE / Maria
Carolina Ramirez Hernandez . - 2022.
72 f. : il.

Orientadora: Elis Regina Costa de Moraes .
Coorientador: Daniel Valadão Silva .
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal
Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em
Ambiente, Tecnologia e Sociedade, 2022.

1. Remediação. 2. Macrófitas. 3. Fitotoxicidade.
4. Herbicida. 5. Agrotóxicos,. I. Costa de Moraes
, Elis Regina , orient. II. Valadão Silva ,
Daniel , co-orient. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada por sistema gerador automático em conformidade
com AACR2 e os dados fornecidos pelo) autor(a).
Biblioteca Campus Mossoró / Setor de Informação e Referência
Bibliotecária: Keina Cristina Santos Sousa e Silva
CRB: 15/120

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

MARIA CAROLINA RAMIREZ HERNANDEZ

**TOLERANCIA E CAPACIDADE REMEDIADORA DE MACROFITAS
AQUÁTICAS AO ATRAZINE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFRSA, Campus Mossoró, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ambiente, Tecnologia e Sociedade.

Linha de Pesquisa: Estratégias sustentáveis de desenvolvimento do semiárido e Tecnologias Sustentáveis e Recursos Naturais do Semiárido

Orientadora: Prof^a. Elis Regina Costa de Morais - UFRSA

Coorientador: Prof. Daniel Valadão Silva - UFRSA

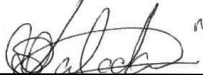
Defendida em: 24/02/2022

BANCA EXAMINADORA



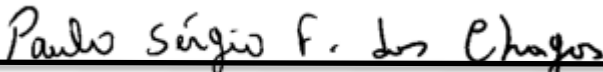
Prof^a. Dr^a. Elis Regina Costa de Morais (UFRSA)

Presidente



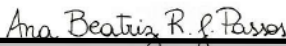
Prof. Dr. Daniel Valadão Silva (UFRSA)

Examinador



Dr. Paulo Sergio Fernandes das Chagas (UFRSA)

Examinador



Dra. Ana Beatriz Rocha de Jesus Passos (UFRSA)

Examinador



Dra Christiane Augusta Diniz Melo (UFTM)

Examinador

Dedico este trabalho a Deus pela beleza de viver, a minha Mãe Ruth Hernandez, a base de minha vida e ao meu Pai Gonzalo Ramirez, o anjo que sempre me acompanha e sempre será minha guia.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, que apesar das circunstâncias da vida sempre nos concede motivos para sorrir e ser feliz.

À minha mãe Ruth Hernandez obrigada por tudo, pelo o amor e apoio, por toda a motivação para que eu sempre pudesse conseguir realizar meus sonhos. Amo muito a Senhora!

Ao meu pai, Gonzalo Ramirez Schumm (in memorian), tenho certeza que você está feliz com cada uma de minhas conquistas. Amo você meu anjo!

Ao meu irmão e meu sobrinho pelo apoio na distância, por sempre torcer para eu cumprir meus sonhos.

À minha professora e orientadora Dra. Elis Regina Costa de Moraes, quem acreditou em meu potencial, me incentivou, apoiou e compreendeu. Agradeço por sempre estar ao meu lado e me fazer sentir capaz de tudo.

Ao professor e coorientador, Dr. Daniel Valadão Silva, quem sempre me incentivou. Obrigada por toda a paciência e a capacitação, assim como por tudo o conhecimento e auxílio no desenvolvimento deste trabalho.

Um agradecimento ao Dr. Paulo das Chagas Fernandes. Obrigada por todo seu trabalho e por compartilhar todos seus conhecimentos e tempo para esta pesquisa.

A toda equipe Nomato, no desenvolvimento deste trabalho, em especial aos colegas e amigos Lucrécia Pacheco, Assis Neto e Leticia Barbosa, vocês sempre dispostos a ajudar e me apoiar.

Os meus amigos Deisy Rosero e Ezequiel Rosero que me apoiaram cada dia sendo meus companheiros de luta longe de casa e convertendo-se em minha família neste país.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Aos membros desta banca pela contribuição para a melhoria deste trabalho. Por último, quero agradecer também à Universidade Federal Rural do Semi-Árido e ao Programa de Pós-Graduação em Ambiente Tecnologia e Sociedade.

A possibilidade iminente de destruir ou alterar a vida planetária torna necessário que a magnitude do poder ilimitado da ciência seja acompanhada por um novo princípio, o da responsabilidade. *Hans Jonas*

RESUMO

O atrazine é um herbicida utilizado para controle de plantas daninhas em vários países. O uso desse herbicida em grande escala, associado à elevada capacidade de sua molécula em lixiviar no solo, tem proporcionado o acúmulo de resíduos nos corpos de água superficial e subterrânea podendo causar impacto em organismos presentes nestas áreas. Neste trabalho avaliou-se a tolerância e a capacidade remediadora de macrófitas aquáticas flutuantes comuns no Brasil ao herbicida atrazine. Os experimentos foram conduzidos em casa de vegetação, no delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições. As espécies de macrófitas aquáticas utilizadas no experimento foram: salvinia (*Salvinia minima* D.Mitch), aguapé (*Echhornia crassipes* Mart.Solms) e alface d'água (*Pistia stratiotes* L.). Inicialmente foi avaliada a tolerância das três espécies a cinco concentrações de atrazine (0, 2, 20, 200, 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$) durante 15 dias. Após esse período, a tolerância das macrófitas ao atrazine foi avaliada pelos níveis de intoxicação visual das plantas, a produção de biomassa, área foliar, comprimento de raiz, matéria seca, clorofila e açúcares. No segundo experimento, as plantas foram cultivadas em água contaminada com 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ avaliou-se, durante 15 dias, a concentração do herbicida na solução por meio de cromatografia líquida de alta eficiência. Todas as espécies apresentaram sintomas de intoxicação após 9 dias da exposição. A atrazina reduziu o crescimento, causou intoxicação e variação na clorofila. Verificou-se que a sensibilidade varia para cada espécie e os resultados indicaram que as macrófitas apresentam sensibilidade diferencial ao atrazina e em concentrações superiores a 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ são letais a *S. minima* e *E. crassipes*. No segundo experimento ss concentração da atrazina na água para o dia final do experimento diminuiu um 60, 58% para a espécie *S. minima* nas concentrações 2 e 20 L^{-1} , 60 e 50 % para *P. stratiotes* e um 70 e 50 % para *E. crassipes*. Os resultados indicaram que estas espécies podem ser utilizadas como fito remediadoras em concentrações menores a 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ de Atrazina, apresentando intoxicação em concentrações superiores.

Palavras-chave: Atrazine, Macrófitas, Fitorremediação, Sustentabilidade, Contaminação ambiental.

ABSTRACT

Atrazine is a herbicide used for weed control in several countries. The large-scale use of this herbicide, associated with the high capacity of its molecule to leach into the soil, has led to the accumulation of residues in surface and groundwater bodies, which may impact organisms present in these areas. This study evaluated the tolerance and the remedial capacity of floating aquatic macrophytes common in Brazil to the herbicide atrazine. The experiments were conducted in a greenhouse, in an entirely randomized design, with four repetitions. The aquatic macrophyte species used in the experiment were: salvinia (*Salvinia minima* D.Mitch), waterweed (*Echhornia crassipes* Mart.Solms) and water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). Initially, the tolerance of the three species to five concentrations of atrazine (0, 2, 20, 200, 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$) was evaluated for 15 days. After this period, the tolerance of the macrophytes to atrazine was evaluated by visual intoxication levels of the plants, biomass production, leaf area, root length, dry matter, chlorophyll and sugars. In the second experiment, the plants were grown in water contaminated with 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ and 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ and the concentration of the herbicide in the solution was evaluated for 15 days using ultra-high performance liquid chromatography. All species showed symptoms of intoxication after 9 days of exposure. Atrazine reduced growth, caused intoxication and chlorophyll variation. Sensitivity was found to vary for each species and the results indicated that the macrophytes showed differential sensitivity to atrazine and at concentrations greater than 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ were lethal to *S. minima* and *E. crassipes*. In the second experiment the atrazine concentration in the water for the final day of the experiment decreased by 60, 58% for *S. minima* at concentrations 2 and 20 L^{-1} , 60 and 50% for *P. stratiotes* and 70 and 50% for *E. crassipes*. The results indicated that these species can be used as phyto-remediators at concentrations lower than 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ of Atrazine, showing intoxication at higher concentrations.

Keywords: Atrazine, Macrophytes, Phytoremediation, Sustainability, Environmental contamination.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Estrutura química da Atrazina	22
Figura 2	Classificação das macrófitas aquáticas (Predalli, 1990)	25
Figura 3	Macrófitas aquáticas flutuantes Salvinia (<i>Salvinia minima</i> D.Mitch) (A) Alface d'água (<i>Pistia stratiotes</i> Mart.Solms) (B) e Aguapé (<i>Eicchhornia crassipes</i> L). (C).	26
Figura 4	Intoxicação visual das plantas <i>S. mínima</i> (A), <i>P. stratiotes</i> (B) e <i>E. crassipes</i> (C) nas concentrações 0 (1), 2 (2), 20 (3), 200 (4) e 1000 (5) μgL^{-1} de atrazina, aos 15 dias após a aplicação (DAA).	33
Figura 5	Nível de intoxicação visual (%) para <i>S. mínima</i> (A), <i>P. stratiotes</i> (B) e <i>E. crassipes</i> (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA) Barras indicam o erro padrão da média.	34
Figura 6	Crescimento de área foliar (cm) para <i>S. mínima</i> (A), <i>P. stratiotes</i> (B) e <i>E. crassipes</i> (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA) Barras indicam o erro padrão da média	36
Figura 7	(A) Índice de produção de biomassa para <i>S. mínima</i> , <i>P. stratiotes</i> , <i>E. crassipes</i> nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina (B) Massa da matéria Seca para <i>S. minima</i> , <i>P. stratiotes</i> , <i>E. crassipes</i> nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina. Barras indicam o erro padrão da média	37
Figura 8	Índice de crescimento de raiz (%) para <i>S. mínima</i> (A), <i>P. stratiotes</i> (B) e <i>E. crassipes</i> (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média	38

- Figura 9** Resposta de Clorofila a, b e clorofila total para *S. mínima* (A), *P. stratiotes* (B) e *E. crassipes* (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média 39
- Figura 10** Açúcares solúveis totais (μg) para *S. mínima* (A), *P. stratiotes* (B) e *E. crassipes* (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média 40
- Figura 11** Remediação de atrazina pelas espécies *S. mínima*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* na concentração de 2 μgL^{-1} em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média . 41
- Figura 12** Remediação de atrazina pelas espécies *S. mínima*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* na concentração de 20 μgL^{-1} em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média . 42

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ATP	Adenosina trifosfato
CTC	Capacidade de troca catiônica
CE	Condutividade elétrica
UHPLC	Cromatografia líquida de ultra eficiência
DAA	Dias após a aplicação
ICR	Índice de crescimento de raiz
IPB	Índice de produção de biomassa
PSI	Fotossistema I
PSII	Fotossistema II
MS	Materia seca
pH	Potencial hidrogeniônico
RPM	Rotações por minutos

LISTA DE SÍMBOLOS

cm	Centímetros
g	Gramas
g kg ⁻¹	Gramas por quilograma
µg	Micrograma
g i.a. ha ⁻¹	Gramas de ingrediente ativo por hectare
°C	Graus Celsius
ha	Hectare
L	Litro
½	Metade
µg L ⁻¹	Micrograma por litro
µL	Microlitros
mg	Miligrama
mg i.a. kg ⁻¹	Miligrama de ingrediente ativo por quilograma
ml	Mililitro
M	Molar
nm	Nanômetros
%	Porcentagem
kg	Quilograma
kg ha ⁻¹	Quilogramas por hectare

SUMARIO

1.	INTRODUÇÃO	16
2.	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
2.1	O uso de agrotóxicos na agricultura.	19
2.2	Uso de herbicidas na produção agrícola	19
2.3	Problemas ambientais causados pelo uso de herbicidas	20
2.4	Atrazina	21
2.4.1	Impactos da atrazina no ambiente	23
2.5	Fitorremediação de herbicidas	23
2.5.1	Macrófitas aquáticas	24
2.5.1.1	Salvinia (<i>Salvinia mínima</i>)	25
2.5.1.2	Repolho d'água (<i>Pistia stratiotes</i>)	27
2.5.1.3	Aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i>)	27
3.	MATERIAL E MÉTODOS.	28
3.1	Área de estudo e coleta das plantas	28
3.2	Avaliação da sensibilidade das macrófitas	28
3.2.1	Desenho experimental	28
3.2.2	Características avaliadas	29
3.2.2.1	Intoxicação visual	29
3.3.2.2	Crescimento das plantas	29
	Área foliar	29
	Produção de Biomassa fresca	29
	Comprimento de raiz	29
	Matéria seca	30
3.3.2	Resposta bioquímica das plantas a atrazina	30
a.	Conteúdo de clorofila total, clorofila <i>a</i> e <i>b</i> .	31
b.	Açúcares	31
3.3	Avaliação da capacidade remediadora das espécies	31
3.3.1	Desenho experimental	31
3.3.2	Avaliação de resíduos de Atrazina na água	32
3.4	Análise estatística	32
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1	Sensibilidade das macrófitas ao herbicida atrazina	33

4.1.1	Intoxicação visual	33
4.1.2	Crescimento das plantas (Área foliar, Produção de Biomassa, Comprimento de Raiz e Matéria Seca).	35
4.2	Resposta bioquímica das plantas a atrazina	38
a.	Conteúdo de clorofila total, clorofila <i>a</i> e <i>b</i> .	38
b.	Açúcares	39
4.3	Capacidade remediadora das macrófitas ao herbicida atrazine	40
5.	CONCLUSÕES	45
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46

1. INTRODUÇÃO

A poluição e/ou contaminação das fontes hídricas é um dos maiores problemas ambientais no mundo (BONIFACIO, 2019). Os pesticidas estão entre os principais contaminantes de corpos d'água e a presença destes produtos em águas superficiais e subterrâneas tem sido frequentemente relatada (SHRIKS et al., 2010; TEDIOSI et al., 2012; MCMANUS et al., 2014; METCALFE et al., 2019; MONTIEL-LEON et al., 2019 e MARQUES et al. 2021). A capacidade de cada pesticida causar impactos negativos no ambiente varia com as características da molécula e da sua interação com os componentes ambientais (LEDESMA, 2018).

Dentre os impactos ambientais negativos ocasionados pelos pesticidas, pode-se destacar os efeitos nocivos sobre organismos não-alvos, como microrganismos, insetos, algas e peixes e, conseqüentemente, seus impactos sobre a biodiversidade ambiental (MAURYA et al., 2018; JAQUIN et al., 2019; ANDREA et al., 2020; RANI et al., 2021). No ambiente aquático, os pesticidas podem causar a intoxicação e morte de plantas e animais e impactar negativamente a vida neste meio (RANI et al., 2020; FARAHY et al., 2021; PARA-ARROYO, 2021).

Os herbicidas são pesticidas empregados para o controle de plantas daninhas e tem sido o método de controle mais utilizado pelos produtores devido ter uma menor dependência de mão de obra, maior rapidez e maior eficácia (SHANER e BECKIE, 2014; AYKOL, 2015). Por muitos anos, no desenvolvimento dos herbicidas, foi buscada a maior eficácia no controle das plantas daninhas e muitas vezes foram negligenciados o potencial de impacto ambiental. Alguns produtos, por exemplo, podem lixiviar no solo até o lençol freático ou ser transportados via escoamento superficial, contaminando águas subterrâneas e superficiais (FARIA, 2018; MARIN BENITO, 2018). Outros herbicidas podem permanecer no solo por logo tempo causando intoxicação para plantas sensíveis (SMITH, 1974; CHIVINGE E MPOFU, 1990; WANG et al., 2003; ALISTER e KOGAN, 2005; GILREATH et al., 2006).

O atrazine é um dos herbicidas mais utilizados mundialmente para controle de plantas daninhas em importantes culturas, como o milho, sorgo, canha de açúcar e abacaxi (Y. LIU et al., 2020). É um herbicida sistêmico que é translocado exclusivamente via xilema (ALBUQUERQUE e OLIVEIRA, 2020). No Brasil, no ano de 2017, foram comercializadas 24731 toneladas de atrazine (IBAMA, 2019).

O uso excessivo e as características de persistência e mobilidade do atrazine fez

deste herbicida um dos principais pesticidas de importância ambiental. No Brasil, o limite permitido de atrazine na água potável é $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$ (CONAMA, 2005), enquanto na União Europeia é de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$. Apesar dos limites estabelecidos, frequentemente, o herbicida tem sido encontrado em níveis superiores nos corpos de água (BROVINI et al., 2021). No Brasil a doses mais alta registrada tem sido $195 \mu\text{g L}^{-1}$ e no estado de Ceará tem sido registrado $7 \mu\text{g L}^{-1}$ (BROVINI et al, 2021). Algumas pesquisas demonstraram que maior risco ocorre em bacias hidrográficas próximas a campos agrícolas (PAN, 2019; OUYANG, 2019; WANT, 2020; JIANG et al., 2021), porém o resíduo do herbicida também foi relatado em águas superficiais e subterrâneas de ambiente urbano (SMALLING et al., 2021; BROVINI et al., 2021).

A biorremediação tem sido considerada uma importante alternativa para a redução dos impactos negativos causados por pesticidas (REZANIA et al., 2015; RIBEIRO et al, 2019; HUANG et al., 2021). Essa prática visa o uso de um conjunto de tecnologias para a redução da concentração, *in situ* e *ex situ*, de contaminantes orgânicos e inorgânicos, através de processos bioquímicos com a utilização de plantas e microrganismos (FERNIZA GARCÍA; et al 2017). Quando se utiliza plantas tem-se fitorremediação, onde as plantas são usadas diretamente para remover e/ou degradar contaminantes presentes nos solos, nas águas e até mesmo do ar (AKANSHA et al., 2020). A vantagem da fitorremediação é o baixo custo, e seu caráter ecológico e sustentável para a eliminação de contaminantes orgânicos e inorgânicos (KHANDARE e GOVINDWAR, 2015; RABOMGER et al, 2017).

As espécies vegetais utilizadas para os processos de fitorremediação são escolhidas de acordo com a tolerância da planta ao herbicida, da eficiência no processo e da adaptação ao local (BALDISSARELLI; et al, 2019). Em ambiente aquático, tem-se utilizado diferentes espécies, dentre elas, as macrófitas aquáticas se destacam por possuírem alta capacidade de reduzir as concentrações de poluentes orgânicos e inorgânicos e metais tóxicos (MISHRA S e MAITI. A 2017), além de serem uma ferramenta econômica e ecológica (EBRAHIMBABAIE et al. 2020).

Macrófitas aquáticas como Aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms 1883), Salvinia (*Salvinia mínima* Baker, 1886) e repolho d'água (*Pistia stratiotes* Kodda-Pail Adans. 1763) podem ser alternativas para remoção de agrotóxicos em corpos hídricos, visto que possuem altas capacidades de eliminação e absorção de nutrientes, bem como elevada taxa de crescimento e produção de biomassa, demonstram ser mais efetivas que outras espécies de plantas aquáticas submergidas e emergentes (MENDOZA et al.,

2018)

Assim, considerando a importância das macrófitas aquáticas e de seus impactos sobre as comunidades aquáticas, o desafio consiste em empregar o manejo voltado para a manutenção da função ecológica e não utilizá-las, apenas, buscando simplesmente a eliminação das populações, nesse sentido ainda que a atrazine seja conhecida como um contaminante perigoso para as comunidades bióticas há poucos estudos ecotoxicológicos que avaliem as respostas das plantas aquáticas quando estão expostas a este herbicida (S. CESCHIN e A. BELLINI, 2021). Nesse contexto, esse trabalho tem como objetivo avaliar a sensibilidade, visual e morfológica, bem como o potencial remediador das plantas aquáticas Aguapé (*Eichhornia crassipes*), Salvinia (*Salvinia minima*) e repolho d'água (*Pistia stratiotes*) em meio aquático contaminado com atrazine.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 O uso de Agrotóxicos e a agricultura

Agrotóxicos ou pesticidas podem ser definidos como substâncias químicas que são utilizadas em uma ampla área de culturas para manejar os problemas causados pragas agrícolas (IGBEDIOH. S, 1991; NARAYANASAMY, 2006; SCHREINEMAKERS. P, 2017). Eles são classificados com base em seu organismo-alvo, sua forma de aplicação e sua natureza química. Com base em sua natureza química eles podem ser separados em organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides, fenilamidas, fenoxialconatos, triazinas, derivados do ácido benzóico, benzonitrilo, derivados da ftalimida, dipirídeos e diversas outras categorias (JAYARAJ, 2016)

Quando os agrotóxicos são aplicados, em média 30 a 40% do produto atinge o alvo biológica e o restante pode atingir o solo e outros locais, afetando organismos presentes no solo, na água e na atmosfera (KANG, 2014) A utilização de agrotóxicos também pode causar a contaminação de áreas circunvizinhas com microgotículas ou microgotículas por deriva. Diferentes autores têm demonstrado que os pulverizadores de agrotóxicos influenciam a deposição e distribuição de pesticidas longe do local de pulverização (SUAREZ, et al 2020; AN, et al, 2020; EL-NAHHAL, et al 2021).

2.2 Uso de herbicidas na produção agrícola

As plantas que interferem negativamente na atividade humana em algum momento ou local são consideradas plantas daninhas e necessitam ser manejadas. Uma das principais formas de controlar as infestações de plantas daninhas é com o uso de herbicidas. O controle químico tem sido o mais utilizado por ser o mais eficiente, rápido e de menor custo, o que gera maior produtividade e rentabilidade ao produtor (DAYAN FE, et al,2019; TORTELLA et al, 2019; GAINES et al 2020).

Entre os herbicidas mais utilizados na agricultura, destacam-se as triazinas, com herbicidas utilizados há mais de 50 anos. São produtos utilizados para o controle em pré e pós-emergência de plantas daninhas de folhas largas e estreitas, e podem ser classificados como compostos orgânicos persistentes (MOJIRI A et al, 2020) Alguns

dos herbicidas triazínicos são: atrazina, ametrina, cianazina, propanil, simazina e outros. (DERBALAH et al, 2019).

2.3 Problemas ambientais causados pelo uso de herbicidas

Devido ao uso generalizado dos herbicidas ao longo dos anos, tem havido um acúmulo de resíduos no meio ambiente, seja no solo, na água, na atmosfera ou nos produtos colhidos (KUDSK, STREIBIG, 2013; MORALES et al, 2013). Esse acúmulo pode gerar problemas ambientais por contaminar fontes hídricas e organismos não-alvos, agrícolas por impossibilitar o cultivo de espécies sensíveis em solos com presença de herbicidas e de saúde humana por contaminação de alimentos ou de aplicadores.

Os herbicidas podem gerar consequências indesejadas para espécies de plantas não alvo, composição de espécies e riqueza e diversidade de espécies e plantas. Por exemplo, ao alterar a vegetação dos locais tratados, o uso de herbicidas também altera o habitat de animais, como mamíferos e pássaros. Isso é especialmente verdadeiro para o uso de herbicidas na silvicultura, porque há habitats semi-naturais e biodiversos envolvidos. Este é um efeito indireto do uso do herbicida, pois não envolve toxicidade causada ao animal pelo herbicida. No entanto, os efeitos podem ser graves para algumas espécies (FREEDMAN, 2019).

Os herbicidas foram projetados para atingir processos bioquímicos, como a fotossíntese, algum deles pode ser agudamente tóxico para os animais (USEPA,2019). Embora os herbicidas em geral tenham menor toxicidade para os animais do que outros pesticidas, a morte de peixes ou invertebrados pode ser um sinal do uso de herbicidas. Por exemplo, a atrazina, um dos herbicidas mais usados no mundo, tem causado danos na vida sexual de sapos machos adultos, tornando infértil a maior parte deles e transformando um de cada dez em fêmeas (HAYES et al., 2009).

Evidências em estudos recentes sugeriram que os herbicidas podem afetar fatores como a navegação das abelhas, o aprendizado e o desenvolvimento larvais (BALBUENA et al., 2015; GONALONS, FARINA,2018; DAI et al., 2018). As abelhas podem ser expostas a esses compostos diretamente por contato durante ou após a aplicação, ou por via oral por meio de néctar e pólen contaminados. A fim de minimizar

os impactos sobre os insetos polinizadores não alvo, como as abelhas (CULLEN et al, 2019, PRADO et al, 2019)

As fontes ou destino dos herbicidas na atmosfera impactam o ecossistema e a saúde humana. As concentrações deste na atmosfera pela sua aplicação (aspersão) gera exposição não intencional a trabalhadores e populações de polinizadores. (CHOI et al., 2013, DI PRISCO et al., 2013). O transporte atmosférico do herbicida permite que este chegue a áreas fora do alvo, mas sua durabilidade e movimento são controlados pela química atmosférica, que inclui a divisão de partículas, oxidação química e remoção por deposição úmida ou seca. Assim para conhecer fontes e destino se requer de tecnologias rápidas e sensíveis (MURSCHELL e FARMER, 2019)

Quando os herbicidas estão no solo podem sofrer alterações em sua estrutura e composição, isto pela ação de processos físicos, químicos e biológicos, com relação a essa ação vai ser determinada a atividade e persistência do herbicida no solo. Algumas moléculas ao ser incorporadas no solo são volatilizadas ou fotodescompostas, outras iniciam sua decomposição pela ação de microrganismos que somados a umidade e temperatura podem agilizar a degradação (MORALES, 2013). De não ser absorvidos pelas plantas e não ter uma decomposição rápida pode ser absorvido pela matéria orgânica, ser carregado pela água chuva, da irrigação ou ser lixiviado, atingindo em águas superficiais ou subterrâneas (TASCA et al., 2018).

A mobilidade do herbicida no solo é governada pelo movimento da água em diferentes direções, podendo ser vertical (lixiviação) ou horizontal (escoamento e / ou escoamento) (MENDES et al, 2019). A magnitude deste movimento depende de vários fatores relacionados ao solo, ao clima e ao próprio herbicida.

Os resíduos de herbicida na água têm sido frequentemente relatados. Na Califórnia - EUA, resíduos de prometeo, diuron, clorpirifós, diazinon e ácido 2,4-diclorofenoxiacético foram identificados em diferentes fontes hídricas do estado (ANDERSON et al., 2018). Na Europa, vários trabalhos encontraram a presença de diferentes herbicidas nas águas superficiais de rios e lagos. (LOOS et al., 2009; PROIA et al., 2013; SILVA et al., 2019). No Brasil, herbicidas como 2,4D, atrazina e glifosato foram identificados em águas doces em 20 estados diferentes. (BROVINI et al., 2021)

2.4 Atrazina

A atrazina (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina) (Figura 1) é um herbicida seletivo pertencente ao grupo das triazinas, usado para o controle de plantas daninhas em culturas como o milho, algodão, sorgo, cana de açúcar e abacaxi (DE ALBUQUERQUE et al., 2020). Foi patenteado na Suíça em 1958 e registrado para uso comercial nos EUA em 1959, e logo após começou a ser utilizado em todo o mundo (SOLOMON et al., 2012). Atua na inibição da fotossíntese por meio do bloqueio do transporte de elétrons no fotossistema II (FORNEY, D et al, 1981)

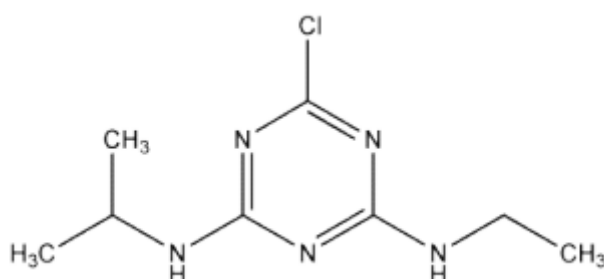


Figura 1. Estrutura química da atrazina.

Atualmente, a atrazina e suas formulações comerciais estão proibidas para uso em alguns países da União Europeia (CE, 2004). No continente americano, países como os EUA reavaliam seus usos gerando algumas restrições com o fim de mitigar seus impactos (USEPA,2020). No Uruguai, desde o 2016, se proibiu sua importação, registro e renovação dos produtos a base de atrazina (MINISTÉRIO DA PECUÁRIA AGRICULTURA E PESCA DO URUGUAI, 2016).

O comportamento da atrazina no solo é caracterizada por uma alta persistência ambiental, com uma meia vida superior a 100 dias, além de ser moderadamente móvel e lixiviada ($K_{oc} \sim 100$) (PPDB, 2021). É moderadamente solúvel na água o que a faz resistente à degradação na água (hidrólises) e luz (fotólise). Sua degradação por microrganismos é relativamente lenta em condições aeróbias e muito mais lenta em condições anaeróbicas tendo um potencial de lixiviação alto (USEPA, 2016). Desta forma, apresenta um potencial alto para contaminar lençóis freáticos, sendo absorvido na fração orgânica do solo tem alto potencial de lixiviação, principalmente em solos com perfil estruturado com macroporos (DIAS et al, 2018).

2.4.1 Impactos da atrazina no ambiente

A atrazina é um herbicida seletivo, com alta solubilidade em água, porém apesar de ser produzida para o controle de plantas daninhas também afeta outros organismos (SALOMON et al., 2014). No Brasil, a Resolução Conama no 357/2005 estabelece uma concentração máxima de atrazina em água potável de $2,0 \mu\text{g L}^{-1}$. Embora essa limitação tenha se encontrado em diferentes corpos d'água em concentrações superiores às estabelecidas (LORO et al., 2015; MOREIRA et al., 2012). Uma pesquisa do ano 2014, feita na Alemanha, demonstrou sua persistência nas águas subterrâneas depois de 20 anos de sua proibição, assim como foram encontrados resíduos em camada profunda de solo onde a atrazina tinha sido aplicada pela última vez no ano de 1991 (VONBERG et al., 2014). Concentrações ambientalmente altas de atrazina demonstraram ser tóxicas para quase toda a cadeia alimentar de fitoplâncton e microalgas e a exposição ao herbicida mostrou impactos na inibição do fotossistema (SUN et al., 2020).

Outros estudos tem demonstrado que o atrazine pode exercer mutagenicidade, genotoxicidade, divisão celular defeituosa, síntese errônea de lípidos e desequilíbrio hormonal em peixe, anfíbio e répteis aquáticos (SOLOMON et al., 2008; SINGH et al., 2018). A presença de atrazina na água também pode inibir significativamente o crescimento de algas e sua fotossíntese (ZHU et al., 2016). Em alguns invertebrados crustáceos, o herbicida poder alterar a maturação ovariana causando hidropsia, hiperpigmentação do corpo, assim como desregulação do sistema endócrino (ALVAREZ et al., 2015; SENGUPTA et al., 2015; LOUGHLIN et al., 2016; YONN et al., 2019; ABDULELAH et al., 2020). Em peixes altas concentrações de herbicidas podem induzir a formação de micronúcleos, danificar os tecidos das brânquias afetando a respiração e as funções de regulação iônica, afetar a qualidade do esperma, diminuindo a taxas de fertilidade (BOTELHO et al., 2015; KHOSNOOD et al., 2015; BAUTISTA et al., 2018)

2.5 Fitorremediação de herbicidas

A remediação surge como alternativa para mitigar os efeitos negativos ao solo e aos recursos hídricos causados pela utilização de agrotóxicos. A técnica constitui de um conjunto de tecnologias utilizadas para a redução na concentração de in situ e ex situ em uma ampla gama de contaminantes orgânicos e inorgânicos, através de processos bioquímicos com a utilização de espécies selecionadas de plantas e microrganismos (FERNIZA GARCÍA et al., 2017). Entre os processos de remediação, a fitorremediação é um tipo de processo em que as espécies de plantas selecionadas são usadas diretamente para remover e / ou degradar contaminantes presentes nos solos e nas águas subterrâneas (AKANSHA; et al 2020). É uma tecnologia de baixo custo, esteticamente agradável, ecológica e sustentável para a eliminação de contaminantes orgânicos e inorgânicos (KANG, 2014; KHANDARE e GOVINDWAR, 2015). A seleção de espécies vegetais depende de fatores como as condições atmosféricas, a disponibilidade, a natureza e as concentrações de contaminantes (BALDISSARELLI et al., 2019).

A Fitorremediação pode ser chamada uma tecnologia verde com potencial de remoção de contaminantes do solo e da água que minimiza a geração de resíduos secundários (NEJAD et al., 2018). Apesar de ter muitas vantagens, alguns fatores podem prejudicar a adoção da técnica como o crescimento lento da planta, menor biomassa, tempo de remediação e a sensibilidade de cada espécie de planta. Na atualidade existem múltiplos estudos que identificaram o potencial de diferentes espécies de plantas para fitorremediação herbicidas, por exemplo, diferentes espécies arbóreas brasileiras são tolerantes ao herbicida ametryn, entre eles o *C. brasiliense* apresentou o maior potencial de fitorremediação. Mas estas mesmas espécies apresentaram maior sensibilidade ao herbicida hexazinona (DOS SANTOS et al., 2018). Outro caso similar é o *Plectranthus neochilus* eficaz na remediação do herbicida 2,4 D na água, mas no solo não apresentou a mesma efetividade.

2.5.1 Macrófitas aquáticas

Macrófitas aquáticas são plantas macroscópicas com partes fotossintéticas ativas que permanecem total ou parcialmente submersas em água doce ou salgadas por vários meses por ano. Também podem ocorrer flutuando livremente na superfície da água (Figura 2) (WETZEL, 1993). Suas principais características biológicas são: tendência a acumular biomassa, aceleração da ciclagem de nutrientes, marcada influência na química da água, atuar como substrato para outras algas, sustentar detritos e cadeias

alimentares herbívoras (COOK, 1974). Além disso, são importantes componentes estruturais participantes do metabolismo nos ecossistemas aquáticos sul-americanos, onde crescem continuamente ao longo do ano, conforme as condições térmicas e de luminosidade sejam favoráveis. No entanto, seu crescimento é potencialmente prejudicial em reservatórios de água de diversas utilidades, como geração de energia e abastecimento de água (THOMAZ et al, 1998; POMPÊO, 2008).

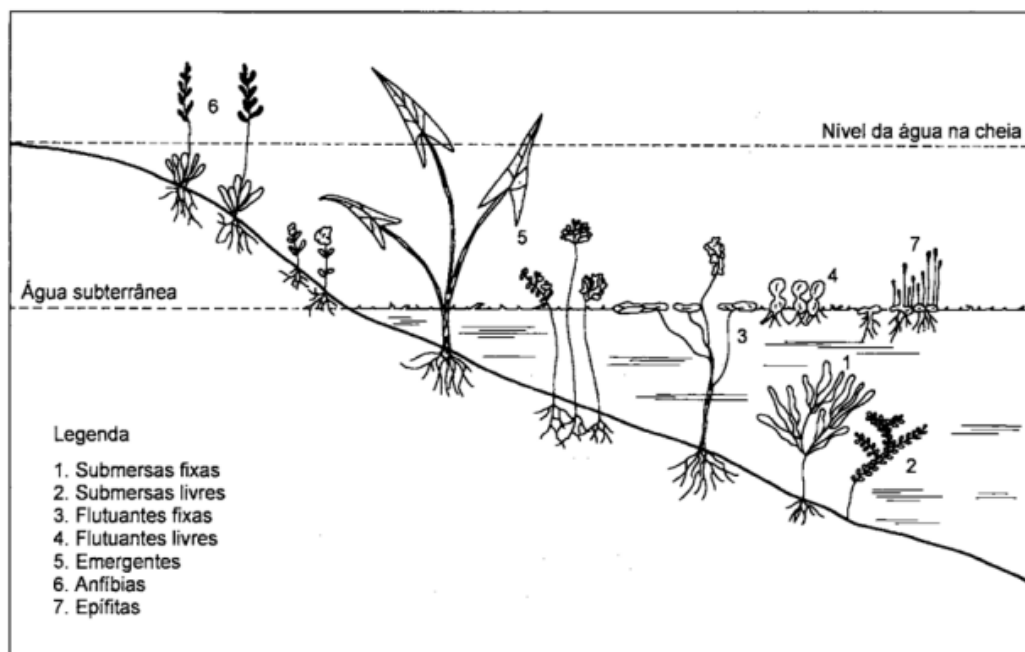


Figura 2- classificação das macrófitas aquáticas. (Predralli, 1990)r

Estas plantas apresentam uma alta capacidade de adaptação assim como amplitude ecológica. Isto facilita que uma só espécie colonize ambientes com diferentes características, assim contam com uma ampla distribuição geográfica (MITCHELL, 1974). Seu crescimento está relacionado com diferentes fatores, entretanto os de origem antrópica são o excesso de nutrientes gerados de esgotos domésticos e industriais entre outros (MARCONDES et al., 2003).

Assim elas são conhecidas como pragas, sua proliferação indesejada gera prejuízos, como eutrofização. Mas também têm importantes papéis, como ser hospedeira de associações com algas perifíticas e bactérias fixadoras de nitrogênio (ESTEVES, 1998) e são fornecedoras de matéria orgânica para a cadeia detritívora (PAGIORO,1999).

2.5.1.1 *Salvinia (Salvinia minima)*

Salvinia é um gênero de samambaias de água doce de flutuação livre encontradas em regiões tropicais do mundo. *Salvinia minima* consiste em folhas flutuantes (fronde) unidas pelo centro a outras folhas submersas modificadas (como raízes) (OLIVER, 1993), pode se reproduzir por esporos ou por fragmentação e é uma espécie invasora agressiva (Figura 3A). Caso as colônias de Salvinia comum cobrirem a superfície da água, pode ocorrer depleção de oxigênio e morte de peixes. Conta com um potencial alto de crescimento e consegue dobrar seu tamanho em aproximadamente 3,5 dias (GUDET, 1973) o que faz que seja ótima e muito utilizada em processos de remediação.

(A)



(B)



(C)



Fonte: Fotos da autora

Figura 3- Macrofitas aquáticas flutuantes Salvinia (*Salvinia minima* Baker, 1886) (A) Repolho d'água (*Pistia stratiotes* Koddapail Adans 1763) (B) e Repolho d'água (*Eicchornia crassipes*). (C).

Estudos de remediação de metais pesados feitos com esta planta mostraram que *Salvinia mínima* não é hiperacumulativa de Cr, mas tem a capacidade de remover esse metal do meio ambiente.

2.5.1.2 Repolho d'água (*Pistia stratiotes*)

O repolho d'água (*Pistia Stratiotes*) é uma herbácea flutuante livre na água da família Araceae (MENDOZA et al., 2018). Tem uso ornamental para lagos e aquários, naturalmente é habitat de peixes e invertebrados. É conhecida por sua capacidade de absorção de contaminantes, principalmente de matéria orgânica presente na água contaminada (UPADHYAY e PANDA, 2012).

O repolho d'água demonstrou ter a capacidade de remover poluentes orgânicos da água através do processo de fitorremediação, apresentando resultados desde as primeiras 24 horas. (DE VASCONCELOS et al., 2020), em águas contaminadas com o herbicida clomazone, reduziu em um 90% as concentrações deste na água que foram 100 vezes maiores as recomendadas para o uso comum (ESCOTO et al., 2019).

2.5.1.3 Aguapé (*Eicchhornia crassipes*)

A hidrófita aguapé (*Eicchhornia crassipes*) (AYAZ et al., 2020) é uma das plantas aquáticas mais abundante e pode apresentar um grande problema ambiental e social, pois impede as navegações pelas águas, bloqueia os canais dos rios e causa a obstrução dos sistemas de irrigação e de energia hidroelétrica. São plantas aquáticas encontradas em regiões tropicais e subtropicais como Ásia, América do Sul, América do Norte, América Central, África e Oceania, onde em determinadas situações são um grande problema para o meio ambiente (WISSEL et al., 2008).

Estudos têm demonstrado e recomendam o uso de Aguapé para processos de fitorremediação, esta espécie demonstrou alta eficácia na purificação de águas produzidas em fábricas têxteis (ADELODUN et al., 2021). Além disso, é ótimo na remoção de poluentes orgânicos na água (MADIKIZELA, 2021). Porém, em águas com presença de hexazinona a presença de macrófitas retardou a dissipação do herbicida (RIBEIRO et al., 2019).

Além do potencial de remediação de *Pistia stratiotes* e *Eicchhornia crassipes* para remoção de poluentes de recursos hídricos, uma vantagem do uso dessas espécies

na descontaminação de herbicidas em recursos hídricos é a sua ampla ocorrência em diferentes regiões do mundo (HUSSNER et al., 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo e Coleta das Plantas

Os experimentos foram conduzidos na cidade de Mossoró, região Oeste do estado do Rio Grande do Norte. Segundo a classificação de Köppen, o clima da área é do tipo BSw^h, seco, muito quente e com estação chuvosa no verão atrasando-se para o outono. Apresenta temperatura média anual de 27,4 °C, precipitação pluviométrica anual bastante irregular, com média de 673,9 mm e umidade relativa de 68,9%.

As macrófitas Aguapé (*Eicchhornia crassipes*), Salvinia (*Salvinia minima*) e Repolho d'água (*Pistia stratiotes*) foram coletadas em ambientes lóticos, sendo a primeira espécie obtida na Barragem de Olho d'água velho, Rio do Carmo (5°27'42,22"S e 37°18'10,18"W) e as demais espécies coletadas no Rio Apodi-Mossoró (5°11'42,89" S e 37°20'24,94" W). As plantas foram coletadas entre 6 e 8h, optando-se por plantas jovens e com bom estado de conservação, no período de junho a julho de 2021.

Após coletadas, foram armazenadas em recipientes plásticos contendo água de chuva, e seguidamente levadas para a casa de vegetação localizada na Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), na cidade de Mossoró, Rio Grande do Norte. As plantas foram desinfetadas por imersão em água sanitária 0,01% (v/v) por três minutos e em seguida lavadas com água a pressão por dez minutos. Após a desinfecção, as plantas foram selecionadas, isoladas e reproduzidas nas condições que garantiram sua adaptação, sendo mantidas em bacias plásticas de 10 L, 20 L e 25 L contendo a solução nutritiva de Hoagland (Hoagland e Arnon, 1950) durante um tempo de adaptação aproximado de um mês

3.2 Avaliação da Sensibilidade das macrófitas

3.2.1 Desenho experimental

O experimento foi conduzido em delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições. Os tratamentos foram arrançados em esquema

fatorial 3 x 5, correspondendo a três plantas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia minima*) e cinco doses de herbicida Atrazine(®) Herbitrin 500 BR®, ADAMA) (0, 2, 20, 500 e 1000 µg L⁻¹). As unidades experimentais corresponderam a bacias plásticas com volume útil de 10L. Para os tratamentos com *Pistia stratiotes* foi colocado 30 plantas por bacia, *Salvinia minima* 60 plantas e *Eichhornia crassipes* 1 planta, tendo em consideração suas características diferentes em tamanho de folhas e raiz e a ocupação do corpo d'água. Os tratamentos foram avaliados por um período de quinze dias.

3.2.2 Características Avaliadas

3.2.2.1 Intoxicação visual

A intoxicação por tratamentos foi avaliada aos 2, 4, 6, 8, 10, 12 e 15 dias após a aplicação do herbicida (DAA). As macrófitas receberam notas de acordo com a observação dos sintomas característicos causados pelo atrazine. Os critérios utilizados foram: (1) ausência de intoxicação (0%), (2) intoxicação leve (1 a 30%, clorose leve), (3) intoxicação mediana (31 a 69%, clorose grave, necrose leve a moderada), (4) intoxicação grave (70-99%, clorose grave e necrose grave) e (5) morte de plantas (100%).^{°C}. (SBCPD, 1995).

3.2.2.2 Crescimento das plantas

Área foliar

A área foliar (AF) foi determinada a partir de registros fotográficos realizados aos 1, 5, 9, 13 e 15 (DAA), com as imagens processadas digitalmente por meio do software ImageJ (National Institute of Health, NY, EUA)

Produção de Biomassa fresca

Para produção de matéria fresca da parte aérea (PBV), em g d⁻¹, foi utilizado da massa fresca da planta no início e aos quinze (15) DAA, e calculada da seguinte forma:

$$PBV = \frac{FW_2 - FW_1}{\Delta t}$$

Onde: FW1 e FW2 são massa fresco da planta no dia 01 (T1) e aos 15 DAA (T2), respectivamente, e Δt é a diferença entre o T1 e o T2 (dias).

Comprimento de raiz

Para o cálculo do índice do comprimento de raiz (ICR) (cm), em cm, utilizou-se registros fotográficos do dia 01 (T1) e aos 15 DAA (T2), sendo as imagens processadas digitalmente por meio do software ImageJ (National Institute of Health, NY, EUA). Para o cálculo do ICR utilizou-se a equação abaixo:

$$ICR = \frac{CR_2 - CR_1}{\Delta t}$$

Onde: CR1 e CR2 são o comprimento de raiz planta no tempo 1 e no tempo 2, respectivamente, e Δt é a diferença entre o tempo 1 e o tempo 2 (dias).

Matéria seca total

Ao final do experimento (15 DAA), após determinação da AF, PBV e ICR as plantas foram acondicionadas em sacos de papel, levadas para secar em estufa de circulação forçada à temperatura de 70 °C, até atingirem peso constante. Após a secagem, o material foi pesado, determinando-se a matéria seca total (MST), e na sequência o material foi pesado em balança semi-analítica para determinação do peso da matéria seca.

3.2.3 Resposta bioquímica das plantas a atrazina

a. Conteúdo de clorofila total, clorofila *a* e *b*.

O teor de clorofilas foi quantificado de acordo com a metodologia proposta por Lichthenthaler (1987). Primeiramente, foram coletados 200 mg de folhas e congelados em nitrogênio líquido. O material foi macerado em almofariz contendo 0,2 g de CaCO₃, 5 ml de acetona 80% e uma pitada de areia. Em seguida, foram adicionados 10 ml de acetona 80% ao extrato e transferido para tubos do tipo Falcon revestidos com papel alumínio. Os tubos foram centrifugados por 10 minutos, a 10 °C, a 6.000 rpm. O sobrenadante foi vertido para balões volumétricos de 25 ml revestidos com papel alumínio e completado o volume com acetona 80%. Por fim, foi retirada uma alíquota e realizada a leitura em espectrofotômetro nos comprimentos de ondas de 470; 646,8 e 663,2 nm. As concentrações de clorofilas (g kg⁻¹ MF) foram calculadas utilizando as seguintes equações: (WITHAM; BLAYDES; DEVLIN, 1971);

Os conteúdos de clorofila a e b e clorofila total foram calculados de acordo com Lichtenthaler e Wellburn (1983) usando a seguinte equação.

$$[\text{clorofila a}] = \text{Chl a} = (13,95 \times \text{Abs } 665) - (6,88 \times \text{Abs } 649)$$

$$[\text{clorofila b}] = \text{Chl b} = (24,96 \times \text{Abs } 649) - (7,32 \times \text{Abs } 665)$$

$$[\text{clorofila total}] = \text{Chl a} + \text{Chl b}$$

b. Açúcares

A quantificação de açúcares solúveis totais (ATS) foi determinada pela curva padrão de espectrofotométrica dos açúcares solúveis totais foi preparada com D-glicose da Reagen 0,01 % (p/v). Alíquotas de 0, 100, 200, 300, 400 e 500 μL , foram adicionadas a tubos de ensaio, os quais tiveram seus volumes completados para 500 μl e adicionados de 2,5 ml do reagente de antrona. Os tubos foram, então, centrifugados por dois minutos e transferidos para um banho-maria a 80°C, onde foram mantidos por 15 minutos.

Os tubos foram transferidos para um banho de gelo, a fim de que a temperatura dos mesmos atingisse a do ambiente. A quantificação dos açúcares solúveis totais foi realizada pela reação com antrona (Hodge & Hofreiter, 1962; com modificações por Plummer, 1971). Alíquotas de 100 μl dos sobrenadantes diluídos previamente descongelados foram transferidos para tubos de ensaio com rosca, os quais tiveram seu volume completados com água destilada para 500 μl . Os procedimentos seguintes foram os mesmos realizados para a obtenção da curva-padrão. A absorbância da cor resultante da reação foi quantificada em espectrofotômetro, (modelo UV 1601 UV, Visible Spectrophotometer, Shimadzu, Kyoto), a 620 nm.

3.3 Avaliação da capacidade remediadora das espécies

3.3.1 Desenho experimental

Dois experimentos foram conduzidos em delineamento experimental inteiramente casualizado com quatro repetições. Cada experimento correspondeu ao nível de contaminação da água: 2 ou 20 $\mu\text{g L}^{-1}$. Os tratamentos foram arranjados em esquema de parcelas subdividas, sendo as parcelas correspondentes as espécies de macrófitas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia minima*) e as subparcelas

aos tempos de avaliação da concentração do atrazine em água (2,4,6,8,10,12,15 DAA). As unidades experimentais, a densidade das plantas para cada espécie e a duração dos experimentos foram idênticos ao do experimento de sensibilidade (item 3.2).

3.3.2 Avaliação de resíduos de Atrazina na água

3.3.2.1 Condições cromatográficas e de espectrometria de massa

A quantificação do atrazine foi realizada em um cromatógrafo líquida de ultra performance (UHPLC), conectado ao Espectrômetro de Massas (LC-MS/MS). O UHPLC Nexera X2 (Shimadzu, Tóquio, Japão) é equipado com duas bombas LC - 30AD, um degaseificador DGU – 20A5R, um auto - sampler Sil - 30AC, um forno de coluna CTO - 30AC e um CBM –20A controlador. A separação ocorreu em uma coluna Restek (Pinnacle DB AQ C18 de tamanho 50 x 2,1 mm, com partículas de 1,9 µm). Fluxo de 0,15 mL min⁻¹ com eluição isocrática contendo 64% da bamba B, volume de injeção de 5 µL e as temperaturas do amostrador e do forno da coluna foram de 15 e 40 °C, respectivamente. A fase móvel A (água ultrapura com 0,1% de ácido fórmico) e fase móvel B (acetonitrila grau HPLC).

O espectrômetro de massa triplo quadrupolo da série LCMS-8040 (Shimadzu, Tóquio, Japão) com fonte de ionização por eletrospray (ESI), foi operado em modo de ionização positiva. Os parâmetros para o monitoramento de reações múltiplas (MRM) estão resumidos na tabela 1. A tensão de interface foi ajustada para 4,5 kV, temperatura da linha de dessolvatação foi de 250 °C, fluxo de gás nitrogênio de nebulização com 3 L min⁻¹, temperatura do bloco de 400 °C, fluxo de gás nitrogênio de secagem com 15 L min⁻¹, gás argônio de colisão com pressão de 230 kPa.

Tabela 1. Parâmetros otimizados.

Herbicida	Tempo de retenção (min)	Quantificação			Confirmação		
		MRM transição <i>m/z</i>	DP (V)	EC (V)	MRM transição <i>m/z</i>	DP (V)	EC (V)
Atrazine	1,910	216,10>174,10	-18	-16	216,10>96,15	-18	-25

MRM (Monitoramento por reações múltiplas), DP (Potencial de decomposição), EC (Energia de colisão), *m/z* (Relação massa carga) e V (Voltagem).

3.4 Análises estatísticas

Os dados dos experimentos foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, em caso de significância pelo teste F, as médias de cada tratamento foram comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Todas as análises foram realizadas pelo software Sisvar (versão 5.6, 2006).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Sensibilidade das macrófitas ao herbicida atrazina

4.1.1 Intoxicação visual

Verificaram-se sintomas de intoxicação visual (Figura 4), a partir do sexto dia de exposição, para as espécies *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *S. mínima* em função das doses de atrazina e do tempo de exposição (Figura 5A, 5B e 5C). Os sintomas se caracterizaram por clorose nas bordas das folhas para o centro da mesma, necrose foliar e até morte total da planta, sintomas comumente gerados em espécies suscetíveis quando estão expostas a herbicidas inibidores do fotossistema II (ALTMAN J, 2017).

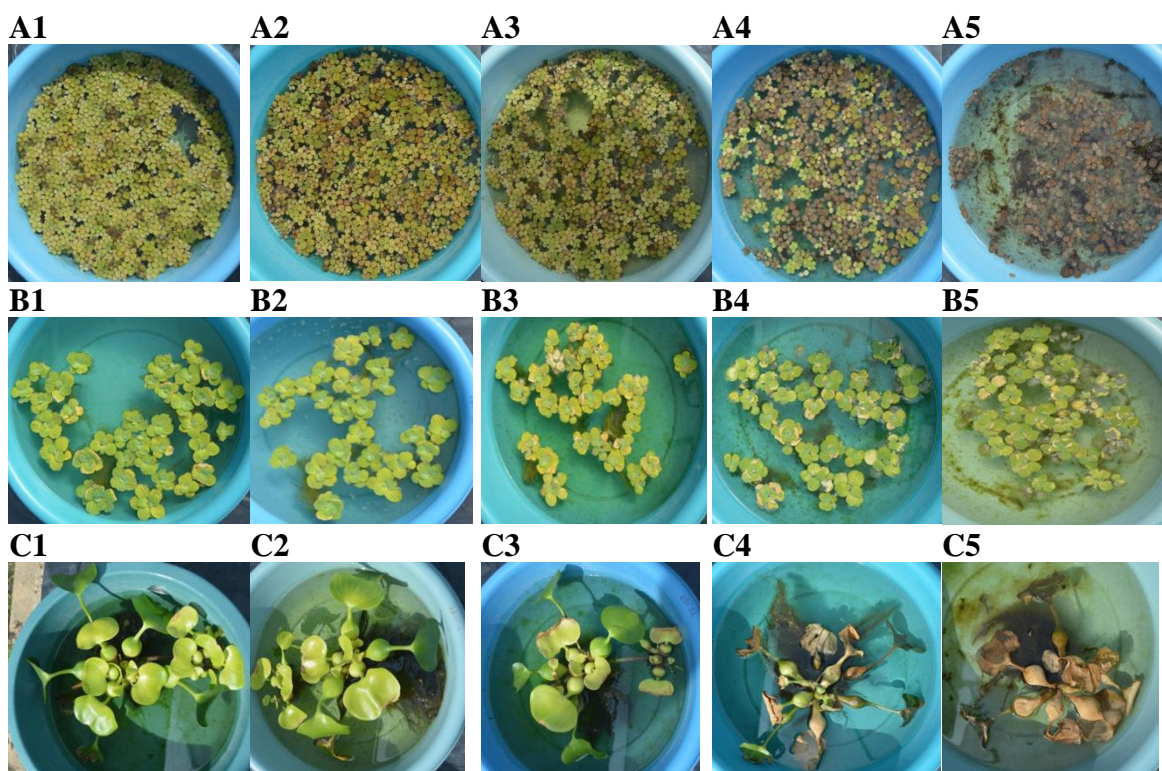


Figura 4. Intoxicação visual das plantas *S. mínima* (A), *P. stratiotes* (B) e *E. crassipes* (C) nas concentrações 0 (1), 2 (2), 20 (3), 200 (4) e 1000 (5) μgL^{-1} de atrazina, aos 15 dias após a aplicação (DAA).

Para as concentrações de 200 e 1000 μgL^{-1} a espécie *S. mínima* apresentou níveis de intoxicação de 96 % (necrose grave) e 100% (morte da planta) e *E. crassipes* teve níveis de intoxicação do 100% (morte da planta) (Figuras 5A, 5B e 5C). É possível visualizar que a espécie *P. stratiotes* demonstrou maior tolerância ao herbicida na

concentração de $1000 \mu\text{g L}^{-1}$, com nível de intoxicação de 79% (clorose grave), resultados semelhantes forma obtidos por DOS SANTOS et al. (2022).

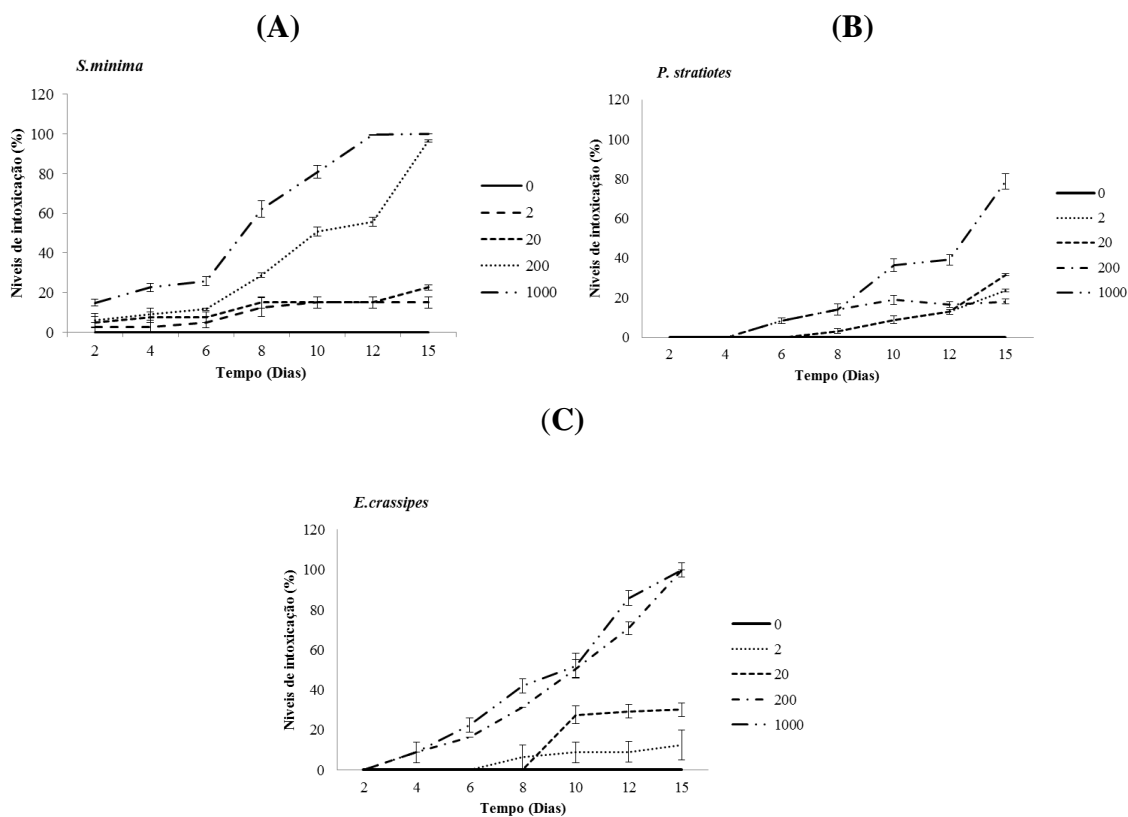


Figura 5. Nível de intoxicação visual (%) para *S. mínima* (A), *P. stratiotes* (B) e *E. crassipes* (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA) Barras indicam o erro padrão da média.

O mecanismo de ação da atrazina consiste no bloqueio do fluxo de elétrons do fotossistema II, (BRIAN, 1969; DE PRADO et al.1995; EPA, 2021). Este herbicida provoca fitotoxicidade com manifestações de clorose e necrose, levando às plantas susceptíveis a morte. Em relação destes fatos, espécies como *S. minima* e *E. crassipes* não possuem mecanismos para tolerar e minimizar os efeitos da atrazina nas doses de 200 e $1000 \mu\text{g L}^{-1}$.

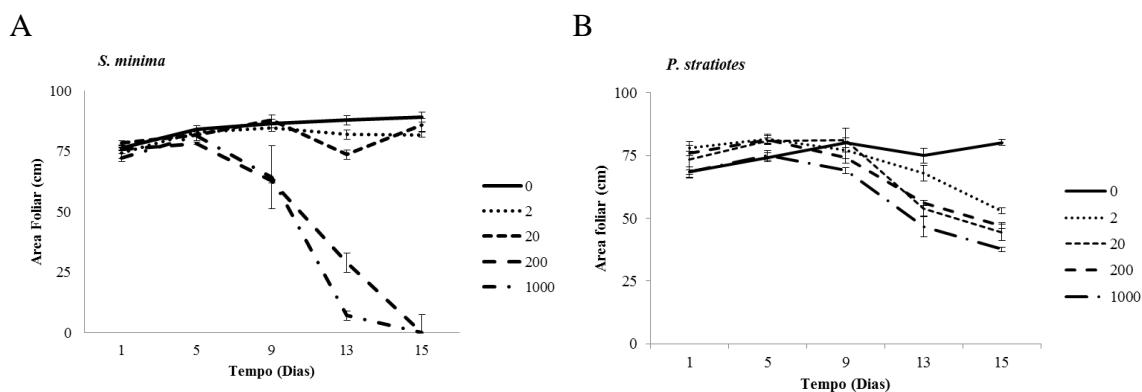
A fitotoxicidade apresentada nas concentrações superiores a $200 \mu\text{g L}^{-1}$ pode estar relacionada com a destruição dos cloroplastos das folhas e branqueamentos, por danos foto-oxidativos gerados pela absorção do herbicida (MURATA et al., 2007; GALHANO, PEIXOTO e GOMES-LARANJO, 2010; RADWAN et al., 2019)

4.1.2 Crescimento das plantas (Área foliar, Produção de Biomassa, Comprimento de Raiz e Matéria Seca).

O atrazine reduziu a área foliar das espécies *S. minima* e *E. crassipes* nas doses 200 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$. Nessas doses, o crescimento das plantas foi inferior em comparação às doses de 0, 2 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figuras 6A e 6C) a partir do decimo terceiro dia da exposição das plantas ao herbicida. Na concentração de 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ plantas das espécies *E. crassipes* e *P. stratiotes* possivelmente em decorrência dos altos níveis de intoxicação apresentaram morte.

Herbicidas inibidores do fotossistema II tem afetado o crescimento em plantas como *E. canadenses* e *M. spicatum* em concentrações superiores a 75 $\mu\text{g L}^{-1}$, efeito que pode estar ligado ao gasto de energia da planta para ativar seu sistema antioxidante e estabilizar os efeitos oxidativos (KNAERT et al., 2010; AGUIAR et al, 2020; DA SILVA BORGES et al., 2021)

Plantas da espécie *P. stratiotes* apresentaram tendência de manutenção de AF nos primeiros 8 DAA do herbicida (Figura 6B). Comportamento que tem sido observado em diferentes espécies vegetais durante os períodos iniciais de exposição ao herbicida. (HESS, 2017; SANCHEZ, 2017 e ALENCAR et al.,2020) Fato que pode se associar ao desenvolvimento de mecanismos de tolerância a condições de estres por contaminantes (CARVALHO et al., 2009)



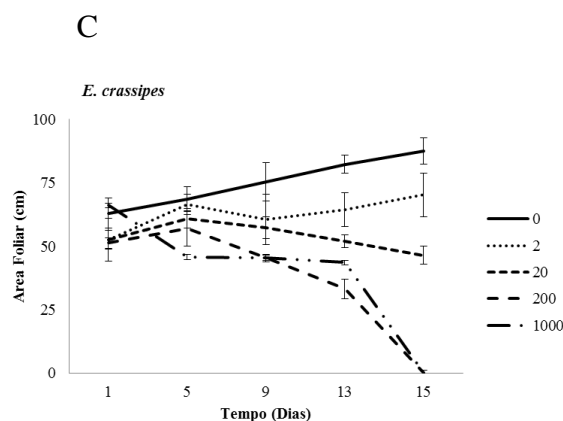


Figura 6. Crescimento de área foliar (cm) para *S. mínima* (A), *P. stratiotes* (B) e *E. crassipes* (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA)

Não houve diferença significativa da produção de biomassa fresca para *E. Crassipes*, na dose de 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ em relação a dose 0 $\mu\text{g L}^{-1}$. Para mesma espécie, na dose 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ a produção de biomassa fresca foi 46% inferior ao controle e para as concentrações de 200 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$, em decorrência da morte das plantas, não houve produção de biomassa. Para *P. stratiotes*, nas concentrações de 2 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, a produção de biomassa fresca foi inferior em 49 e 32%, respectivamente, em relação a dose 0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 7A).

O decréscimo da área foliar e da produção de biomassa fresca para todas as espécies nas doses de 200 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$, deve-se que o herbicida inibe o crescimento das espécies sensíveis pela interrupção na fotossíntese. Em decorrência da inibição do fluxo de elétrons entre os fotossistema II e I impede a produção de adenosina trifosfato (ATP) e nicotinamida adenina dinucleotídeo fosfato (NADPH) e a subsequente fixação de CO_2 ; o que é necessário para o acúmulo de biomassa pelas plantas. (ABBAS, 2018; ALENCAR et al, 2020)

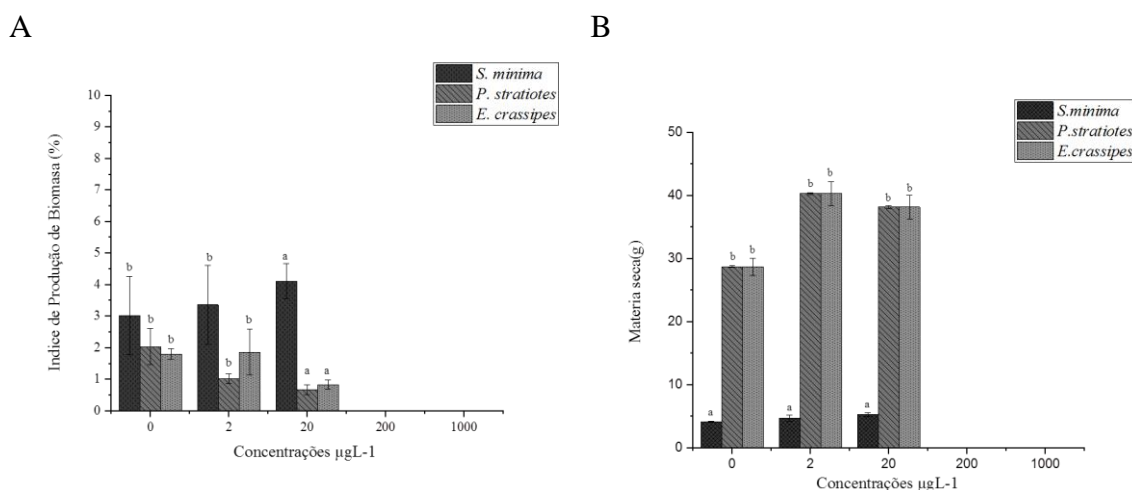


Figura 7. Índice de produção de biomassa (A) e matéria seca (B) de *S. mínima*, *P. stratiotes*, *E. crassipes* nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina. Barras indicam o erro padrão da média.

Houve incremento de 12 e 23% na matéria seca de *S. mínima* nas concentrações de 2 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. Todavia, na concentração de 200 a matéria seca foi reduzida em 77% (Figura 7B). Para *E. crassipes* teve-se um incremento de 33 e 26% em concentrações de 2 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, nas demais concentrações as plantas morreram (Figura 7B). A morte das plantas em doses mais elevadas de atrazina provavelmente deve-se ao acúmulo da atrazina nos tecidos alterar a função celular das plantas até levar a morte (AMERICO et al, 2015).

A *P. stratiotes* apresentou aumento de biomassa seca, em 40 e 32%, nas doses nas doses de 2 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, entretanto nas concentrações de 200 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ houve diminuição de 82 e 96%, respectivamente (Figura 7B). Avaliações feitas demonstraram que o fitoplâncton é o organismo mais sensível a este herbicida seguido de macrofitas, invertebrados, zooplâncton e peixes (ZHU et al 1996; SOLOMON et al, 2013; DE ALBUQUERQUE et al, 2020).

O índice de crescimento de raiz (ICR) de *S. mínima* aumentou em 86 e 18% nas doses de 2 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente (Figura 8). Entretanto, na concentração de 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ o ICR foi menor um 27% e na dose de 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ um 72%. Em espécies de trigo *A. ureafaciens* (Kytasatospora) tem-se associado o aumento e crescimento da raízes ao estresse gerado pela atrazina o que aumenta a competitividade na rizosfera (RAAIJMAKERS e WELLER 2001).

As espécies de *P. stratiotes* e *E. crassipes*, não mostraram porcentagens altos de

no ICR conforme o aumento da doses (Figura 8) *P. stratiotes* em concentrações de 2; 20 e 200 $\mu\text{g L}^{-1}$, apresentaram um ICR de 32%, 19% e 2% na devida ordem. O ICR de *E. crassipes* foi de 79 e 62% em concentrações de 2 e 20 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente. O anterior pode ser resposta dos efeitos de estresse gerados pela atrazina no crescimento da atrazina pela baixa atividade enzimática que gera o herbicida (SONG et al, 2009).

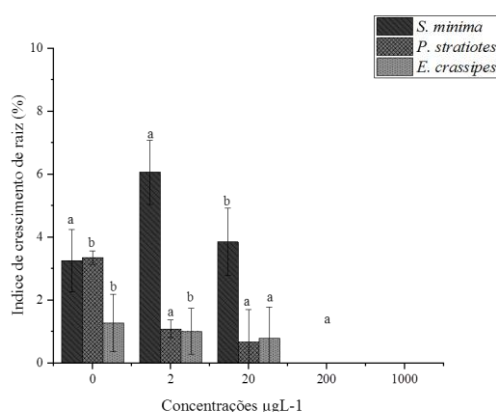


Figura 8. Índice de crescimento de raiz (%) para *S. mínima*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA) Barras indicam o erro padrão da média.

4.2 Resposta bioquímica das plantas a atrazina

a. Conteúdo de clorofila total, clorofila a e b.

A quantidade de clorofila a, b e total de *S. mínima* e *E. crassipes* não foi alterado em nenhuma concentração do atrazine (Figura 9 A). Todavia, para *P. stratiotes* ocorreu aumento da clorofila a, b e total nas concentrações de 200 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$ do herbicida.

A estabilidade nas clorofilas das espécies *S. mínima* e *E. crassipes* pode indicar a não dissipação de energia fotossintética nas plantas. (DEWEZ et al., 2018) Neste estudo estas duas espécies apresentaram a maior sensibilidade, o que contradisse o fato de outros estudos onde os teores de clorofilas são biomarcadores confiáveis de toxicidade pelas reações fotoquímicas PSII sensíveis a diferentes efeitos causados por poluentes. (CEDERGREEN et al., 2005; BABU, TRIPURANTHAKAM e GREENBERG, 2005; DEWEZ et al., 2018)

O aumento das clorofilas a, b e total da *P. stratiotes* nas maiores doses do herbicida pode estar associado à ação do atrazine e aos mecanismos de proteção da planta em condições de estresse oxidativos. O qual pode estar relacionado com o

transporte de elétrons que não apresentou inibição alguma e a inativação completa dos centros de reação PSII ativos (POPOVIC, DEWEZ e JUNEAU,2003 ; VEIRA et al., 2021)

O que tem similitude com outros estudos que indicam aumento na clorofila em algas e plantas aquáticas expostas a baixos níveis de luz ou a inibição da fotossíntese neste caso a inibição do PSII (BEALE e APPLEMAN, 1971; HATFIELD et al., 1989; BAXTER et al., 2013).

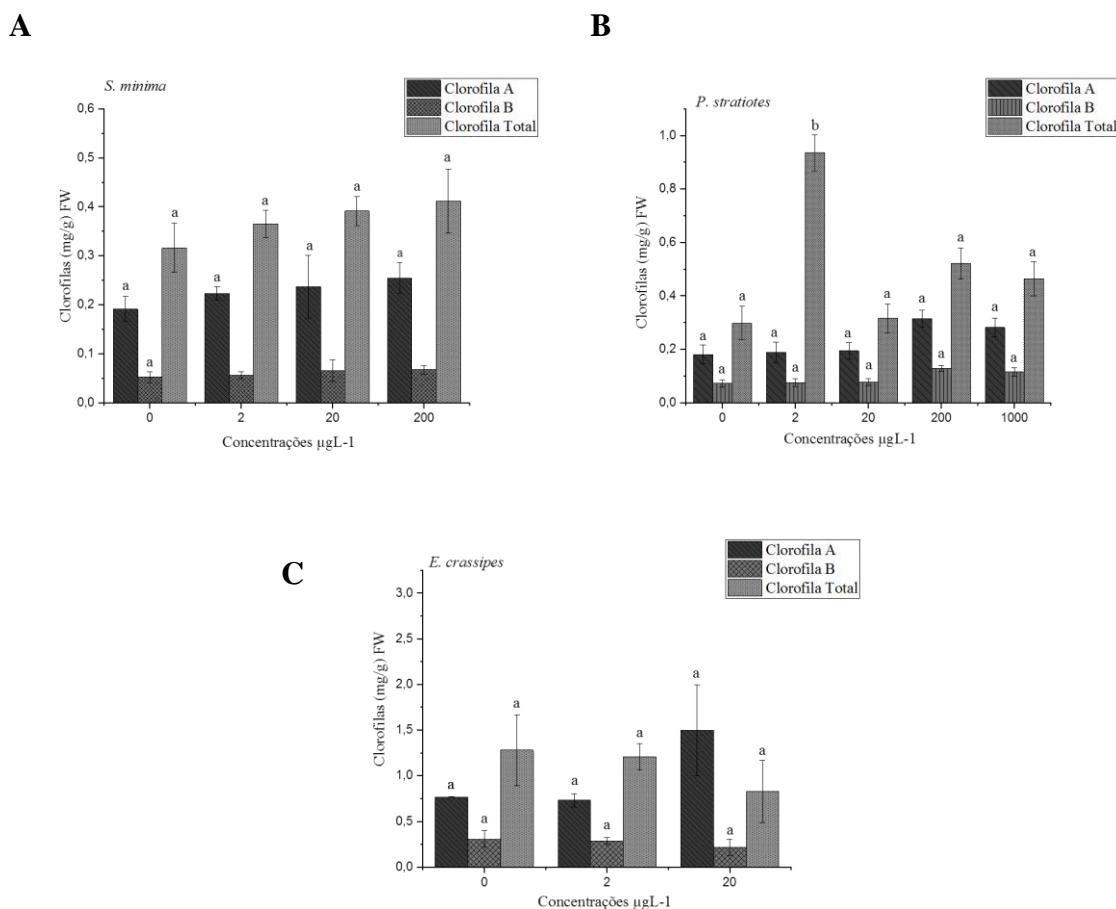


Figura 9. Clorofila a, b e total de *S. mínima* (A), *P. stratiotes* (B) e *E. crassipes* (C) nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 µgL⁻¹ de atrazina, aos 15 dias após aplicação Barras indicam o erro padrão da média .

b. Açúcares

Os níveis de açúcares total de *S. mínima* aos 15 DAA foram de 6,27; 5,92; 6,11; 6,11 µg L⁻¹ para as concentrações de 0, 2; 20; 200 e 1000 µg L⁻¹, respectivamente (Figura 10). por BIBI *et al.* (2019) com plantas da espécie *Arabidopsis thaliana* tratadas com atrazina apresentaram aumentos significativo nas açúcares solúveis. Em *P.*

stratiotes o total de açúcares totais foram de 6,14; 6,02; 6,19 e 5,96 μgL^{-1} para as concentrações de 2; 20; 200 e 1000 μgL^{-1} . Para *E. crassipes* nas concentrações de 2 e 20 μgL^{-1} os teores de açúcares total de 6,65 e 6,27 μgL , respectivamente.

A atrazina pode aumentar o açúcar solúvel total nas plantas, o que pode estar atribuído ao crescimento no acúmulo de clorofila e uma baixa taxa de respiração em plantas submetidas ao estresse do herbicida. (ASARE-BOAMAH e FLETCHER, 1983), no experimento as clorofilas não apresentaram altas varrições o que pode estar ligado com a estabilidade nas açúcares.

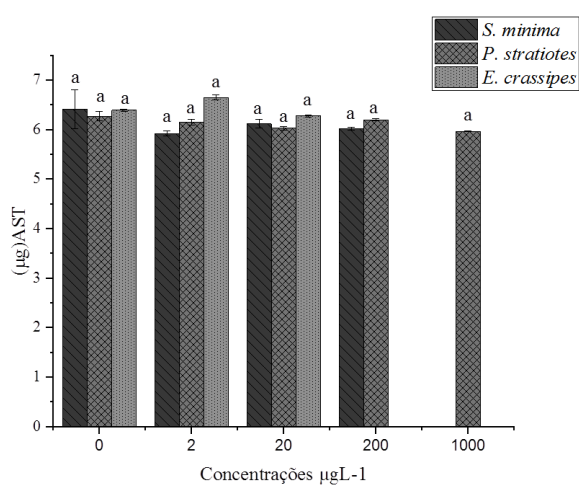


Figura 10. Açúcares solúveis totais (μgL) para *S. mínima*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* nas concentrações 0, 2, 20, 200 e 1000 μgL^{-1} de atrazina em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média .

4.3 Capacidade remediadora das macrófitas ao herbicida atrazine

As macrófitas estudadas apresentaram capacidade de reduzir as concentrações do atrazine na água nas concentrações de 2 e 20 μgL^{-1} (Figura 12). Menores concentrações do herbicida foram constatadas a partir do segundo dia de avaliação. Esse resultado pode ser estar relacionado a absorção inicial do atrazine pelas raízes das macrófitas, fato que contribui para a fitoextração do herbicida.

Todavia, esta absorção não é garantia que o atrazine seria remediado, sendo necessário outro processo, como a acumulação na biomassa ou a degradação via metabolização da própria planta. A *S. mínima* tem demonstrado a capacidade de

acumular concentrações significativas de tóxicos em seus tecidos (AL-HAMDANI e BLAIR, 2004). Estudos relatam acúmulo à diferença de degradação, como um dos mecanismos de remoção da atrazina (CAMPOS et al, 2013; HU et al,2021).

A concentração de $2 \mu\text{gL}^{-1}$ de atrazine corresponde ao limite máximo permitido do herbicida em água doce, de acordo com a legislação brasileira na Resolução Conama No 357/05 (BRASIL,2005).Os resultados indicam que as macrófitas foram eficientes na remoção, visto que até a avaliação final, aos 15 DAA, as concentrações obtidas pela *S. mínima*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* eram de 44, 46, 47% inferiores respectivamente.

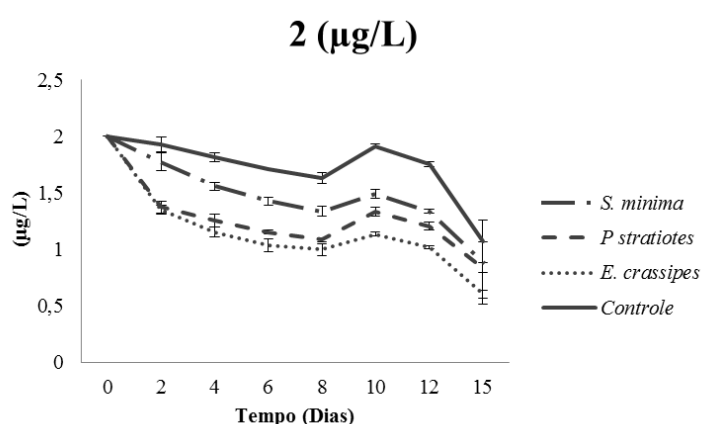


Figura 11. Remediação de atrazina feita pelas espécies *S. mínima*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* na concentração de $2 \mu\text{gL}^{-1}$ em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média .

Estudos indicam *P. stratiotes* pode ser utilizada para remediar resíduos de clomazone, mesotrina e saflufenacil da água durante 25 dias de exposição (ESCOTO et al, 2019; BARVHANSKA et al, 2019; ALONSO et al, 2021). Estes resultados demonstram que a espécie pode ser uma excelente alternativa na remediação de triazinas e outros herbicidas comumente encontrados em água.

Alguns estudos demonstraram que a *E. crassipes* poderia acelerar eficientemente a remoção de pesticidas de triazinas na água (WANG et al, 2021). Essa mesma espécie já foi relatada como remediadora de metais (CORREIA et al., 2013; SINGH et al., 2016; WANG et al., 2021). Outras espécies de macrofitas como *A. caroliniana* e *L. gibba* apresentaram um potencial alto para a remoção de atrazina quando são expostas a atrazine. (GUIMARÃES et al, 2011)

A remediação na concentração de 20 µg/L de atrazine ocorreu em menor magnitude e as espécies foram bem semelhantes na capacidade de descontaminação. Esta concentração é 10 vezes superior ao máximo permitido no Brasil e 2 vezes dos EUA (US EPA, 2006). Nesta condição, as espécies perderam parte da eficiência e isso está relacionado com a intoxicação causada pelo herbicida que, provavelmente, ultrapassaria a capacidade de tolerância das espécies.

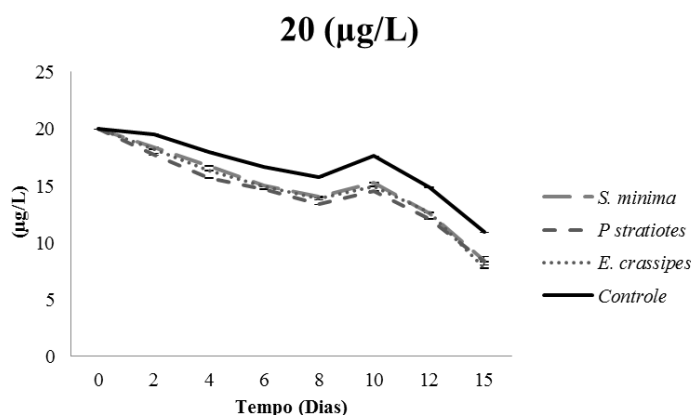


Figura 12. Remediação de atrazine feita pelas espécies *S. mínima*, *P. stratiotes* e *E. crassipes* na concentração de 20 µg/L⁻¹ em função dos dias após aplicação (DAA). Barras indicam o erro padrão da média .

Dos Santos et al, 2022 também verificaram as espécies *P. stratiotes* e *E. crassipes* em concentrações de 10, 100 e 1000 µg/L⁻¹ nas quais *E. crassipes* apresentou sensibilidade máxima e morte das plantas na concentração de 1000 µg/L⁻¹ , em concordância com nossa avaliação esta espécie é sensível em concentrações maiores de 200 µg/L⁻¹ .

Os resultados desta pesquisa indicam que as macrofitas escolhidas apresentam potencial para o uso na remediação do atrazine. Plantas como *P. stratiotes*, tem demonstrado que reflitam os efeitos cumulativos de poluição presentes na água. (GALAL et al., 2018) Assim estudos tem classificado a *P.stratiotes* como ótima fitorremediadora pelo seu rápido crescimento e desenvolvimento radicular em meios poluídos (QIAN et al., 1999; ODJEGBA e FASIDI, 2004; ABUBAKAR et al., 2004; ANURADHA et al., 2015; GALAL et al., 2018; NAHAR e HOQUE, 2021) O fato anterior concorda com os resultados obtidos sendo esta espécie a que menos sensibilidade apresentou.

A espécie *E.crassipes* acumula diferentes poluentes em suas raízes e parte aérea (AGUNBIADE, OLU-OWOLABI e ADEBOWALE, 2009). O que tem relação com o estudo feito por CORREIA et al., 2013 onde a maior acumulação de poluentes desta planta ocorreu nas raízes. As referencias desta espécie concordam com sua capacidade para remediar águas poluídas e bioacumular metais pesados, pesticidas, antibióticos, matéria orgânica entre outros. (JAYAWEERA e KASTURIARACHCHI, 2004; HADAD et al, 2011; NESTERENKO-MALKOVSKAYA et al., 2012; LU et al., 2014; PI, NG e KELLY, 2017; GOSWAMI e DAS, 2018)

Salvinia mínima não tem sido muito estudada, mas outras plantas deste mesmo gênero são classificadas como ótimas na remoção de efluentes agrícolas e domésticos pelo seu rápido crescimento (PETRUCIO e ESTEVES, 2000; LETERME et al., 2009; JAMPEETONG e KANTAWANICHKUL, 2012)

E de ressaltar que a atrazine é um dos três herbicidas mais vendidos no Brasil nos últimos dez anos (BOLFE et al., 2018), embora disso não se conta com muita informação sobre as concentrações encontradas no Brasil. (BROVINI et al., 2021). Um dos estados relatados onde se encontrou a maior concentração de atrazina é Ceara com 7 μgL^{-1} valor maior ao permitido nas águas doces do Brasil (CONAB, 2019; BRASIL, 2005).

5. CONCLUSÕES

O atrazine é um dos herbicidas mais utilizados na agricultura mundial e considerados um importante contaminante de águas superficiais e subterrâneas. No presente trabalho, as macrófitas aquáticas *E.crassipes*, *S.minima* e *P.stratiotes* demonstram ser tolerantes a atrazine em concentrações até de 20 $\mu\text{g L}^{-1}$. Para concentrações de atrazine superiores a 200 $\mu\text{g L}^{-1}$ o estudo indica que as macrofitas podem ter seu crescimento seriamente afetado ou cessado e, portanto, o herbicida poderia atuar como selecionador de espécies deste ambiente.

As espécies *E. crassipes*, *S. molesta* e *P. stratiotes* são alternativas para remediação de ecossistemas de água doce que foram afetados pelo uso de atrazina. É importante enfatizar a necessidade de mais estudos para explicar o mecanismo de remediação das espécies, bem como testar a técnica em ambiente natural e de forma conjunta.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

2004/248/EC: Commission Decision of 10 March 2004 Concerning the Non-inclusion of Atrazine in Annex I to Council Directive 91/414/EEC and the Withdrawal of Authorisations for Plant Protection Products Containing This Active Substance Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/eli/dec/2004/248/oj>

ABBAS, Ghulam et al. Arsenic uptake, toxicity, detoxification, and speciation in plants: physiological, biochemical, and molecular aspects. **International journal of environmental research and public health**, v. 15, n. 1, p. 59, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/ijerph15010059>>

Abubakar MM , Ahmad MM , Getso BU . 2014 . Rizofiltração de metais pesados de água eutrófica utilizando *Pistia stratiotes* em ambiente controlado . IOSR, **J Environ Sci Toxicol Food Technol**. 8: 1 – 3 .

ADELODUN, Adedeji A. et al. Phytoremediation potentials of *Eichhornia crassipes* for nutrients and organic pollutants from textile wastewater. **International Journal of Phytoremediation**, p. 1-9, 2021. Disponível em <<https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1895719>>

Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos **APA** Atrazina. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/atrazine>> (2020) Acesso em: 3 de dez. 2021

AGUIAR, Luciana Monteiro et al. Metagenomic analysis reveals mechanisms of atrazine biodegradation promoted by tree species. **Environmental Pollution**, v. 267, p. 115636, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115636>>

AGUIAR, Luciana Monteiro et al. Phytoremediation by *Eremanthus crotonoides* and *Inga striata* decay atrazine and clomazone residues in the soil. **International Journal of Phytoremediation**, v. 22, n. 8, p. 827-833, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1710818>>

AGUNBIADE, Foluso O.; OLU-OWOLABI, Bamidele I.; ADEBOWALE, Kayode O. Phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* in metal-contaminated coastal

water. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 19, p. 4521-4526, 2009. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.04.011>>

AKYOL, Nihat Hakan. Characterizing and modeling of extensive atrazine elution tailing for stable manure-amended agricultural soil. **Chemosphere**, v. 119, p. 1027-1032, 2015. Disponivel em:< <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.068>>

ALAHUHTA, Janne et al. Global variation in the beta diversity of lake macrophytes is driven by environmental heterogeneity rather than latitude. **Journal of Biogeography**, v. 44, n. 8, p. 1758-1769, 2017. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1111/jbi.12978>>

ALAVANJA, Michael CR; HOPPIN, Jane A.; KAMEL, Freya. Health effects of chronic pesticide exposure: cancer and neurotoxicity. **Annu. Rev. Public Health**, v. 25, p. 155-197, 2004. Disponivel em : < <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.25.101802.123020>>

ALENCAR, Brenda Thais Barbalho et al. Use of macrophytes to reduce the contamination of water resources by pesticides. **Ecological Indicators**, v. 109, p. 105785, 2020. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105785>>

AL-HAMDANI, Safaa H.; BLAIR, Stacy L. Influence of copper on selected physiological responses in *Salvinia minima* and its potential use in copper remediation. **American Fern Journal**, v. 94, n. 1, p. 47-56, 2004.. Disponivel em: <[https://doi.org/10.1640/0002-8444\(2004\)094\[0047:IOCOSP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1640/0002-8444(2004)094[0047:IOCOSP]2.0.CO;2)>

ALISTER, C.; KOGAN, M. Efficacy of imidazolinone herbicides applied to imidazolinone-resistant maize and their carryover effect on rotational crops. **Crop protection**, v. 24, n. 4, p. 375-379, 2005. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2004.09.011>>

ALONSO, Felipe Gimenes et al. Potential of *Egeria densa* and *Pistia stratiotes* for the phytoremediation of water contaminated with saflufenacil. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, p. 1-6, 2021. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1080/03601234.2021.1936386>>

ALTMAN, Jack. Pesticide Interactions in Crop Production : Beneficial and Deleterious Effects: **Beneficial and Deleterious Effects**. 2017. ed. atual. Boca Raton: CRC Press,

2017. 592 p.

AMERICO, J.H.P. et al. O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. **ANAP Brasil**, v. 8, n.13, p. 101-115, 2015.

AN, Quanshun et al. Deposition and distribution of myclobutanil and tebuconazole in a semidwarf apple orchard by hand-held gun and air-assisted sprayer application. **Pest Management Science**, v. 76, n. 12, p. 4123-4130, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/ps.5968><https://doi.org/10.1002/ps.5968>>

ANURADHA, J.; ABBASI, Tasneem; ABBASI, S. A. An eco-friendly method of synthesizing gold nanoparticles using an otherwise worthless weed pistia (*Pistia stratiotes* L.). **Journal of advanced research**, v. 6, n. 5, p. 711-720, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.03.006>>

Asare-Boamah, N. K., & Fletcher, R. A. (1983). **Physiological and cytological effects of BAS 9052 OH** on corn (*Zea mays*) seedlings. *Weed Science*, 31(1), 49–55.

BABU, T. Sudhakar; TRIPURANTHAKAM, Sridevi; GREENBERG, Bruce M. Biochemical responses of the aquatic higher plant *Lemna gibba* to a mixture of copper and 1, 2-dihydroxyanthraquinone: Synergistic toxicity via reactive oxygen species. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, v. 24, n. 12, p. 3030-3036, 2005. Disponível em:< <https://doi.org/10.0730-7268/05> >

BALBUENA, María Sol et al. Effects of sublethal doses of glyphosate on honeybee navigation. **The Journal of experimental biology**, v. 218, n. 17, p. 2799-2805, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1242/jeb.117291>>

BARCHANSKA, Hanna et al. Potential application of *Pistia stratiotes* for the phytoremediation of mesotrione and its degradation products from water. **International journal of phytoremediation**, v. 21, n. 11, p. 1090-1097, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1606780>>

Base de dados de propriedades de pesticidas (**PPDB**). Disponível em: <<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/><https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>>

BAXTER, Leilan et al. Sensitivity of a green alga to atrazine is not enhanced by previous acute exposure. **Environmental pollution**, v. 181, p. 325-328, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.06.019>>

BENBROOK, Charles M. Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. **Environmental Sciences Europe**, v. 28, n. 1, p. 1-15, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0>>

Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information; 2004-. **PubChem** Compound Summary for CID 2256, Atrazine; [cited 2021 Nov. 29]. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Atrazine>>

BEYER, E. M.; BROWN, H. M.; DUFFY, M. J. Sulfonylurea herbicide soil relations. In: **Proceedings of the British Crop Protection Conference-Weeds**. 1987.

BIBI, Shagufta et al. Responses of morphological, physiological, and biochemical characteristics of maize (*Zea mays* L.) seedlings to atrazine stress. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, n. 12, p. 1-14, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7867-4>>

Bolfé, É. L. et ai. Futuro da Agricultura Brasileira. Embrapa, pág. 212, 2018.

BONIFACIO, Alejo Fabian; HUED, Andrea Cecilia. Single and joint effects of chronic exposure to chlorpyrifos and glyphosate based pesticides on structural biomarkers in *Cnesterodon decemmaculatus*. **Chemosphere**, v. 236, p. 124311, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.042>>

Brasil IBAMA – **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente** (2019). Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>> Acesso em: 3 de dez de 2021.

BROUWER, Maartje et al. Environmental exposure to pesticides and the risk of Parkinson's disease in the Netherlands. **Environment international**, v. 107, p. 100-110, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.001> >

BROVINI, Emília Marques et al. Three-best-seller pesticides in Brazil: Freshwater

concentrations and potential environmental risks. **Science of The Total Environment**, v. 771, p. 144754, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144754>>

BROVINI, Emília Marques et al. Three-best-seller pesticides in Brazil: Freshwater concentrations and potential environmental risks. **Science of The Total Environment**, v. 771, p. 144754, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144754>>

CAMARGO, F. A. O. et al. Brazilian agriculture in perspective: great expectations vs reality. In: **Advances in agronomy**. Academic Press, 2017. p. 53-114. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.003>>

CAMPOS, Marcela MC et al. Evaluation of the capacity of the cyanobacterium *Microcystis novacekii* to remove atrazine from a culture medium. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 48, n. 2, p. 101-107, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/03601234.2013.726891>>

Carvalho, Leonardo Bianco de **Herbicidas** / Editado pelo autor, Lages, SC, 2013 vi, 62 p

CARVALHO, Saul Jorge Pinto de et al. Herbicide selectivity by differential metabolism: considerations for reducing crop damages. **Scientia agrícola**, v. 66, p. 136-142, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0103-90162009000100020>>

CEDERGREEN, Nina et al. Does the effect of herbicide pulse exposure on aquatic plants depend on Kow or mode of action?. *Aquatic Toxicology*, v. 71, n. 3, p. 261-271, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.11.010>>

CHIVINGE, O. A.; MPOFU, B. Triazine carryover in semi-arid conditions. **Crop Protection**, v. 9, n. 6, p. 429-432, 1990 Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0261-2194\(90\)90132-Q](https://doi.org/10.1016/0261-2194(90)90132-Q)>

CHOI, Hoon; MOON, Joon-Kwan; KIM, Jeong-Han. Assessment of the exposure of workers to the insecticide imidacloprid during application on various field crops by a hand-held power sprayer. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 61, n. 45, p. 10642-10648, 2013. _____ Disponível em: <

<https://doi.org/10.1021/jf403169t><https://doi.org/10.1021/jf403169t>

COETZEE, Julie A. et al. Monographs on invasive plants in Europe N° 2: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Botany Letters**, v. 164, n. 4, p. 303-326, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/23818107.2017.1381041> >

COETZEE, Julie A. et al. *Salvinia molesta* D. Mitch.(Salviniaceae): impact and control. **CAB Reviews**, v. 15, n. 033, p. Disponível em: < <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR202015033> >

Comissão Europeia. Conselho da União Européia. 1998. **Legislação da União Europeia**: Diretiva do Conselho 98/83 / CE, de 3 de novembro de 1998, sobre a qualidade da água destinada ao consumo humano. < [Http://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/legislation_en.html](http://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/legislation_en.html) > Acesso em: set. 2021.

CONAB. Acomp. safra bras. cana, v. 6 - Safra 2019/20, n. 1 - Primeiro levantamento, Brasília, p. 1–58, maio de 2019.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, n° 357 de 17 de março de 2005. < <http://mma.gov.br> > Acesso em 10 dezembro 2020.

COOK, C.D.K. 1974. *Water plants on the world*. The Hague: Dr. Junk Publisher.1974.561p.

CORREIA, Raquel Rose Silva; DE OLIVEIRA, Diana Ciannella Martins; GUIMARÃES, Jean Remy Davée. Mercury methylation in mesocosms with and without the aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* (mart.) Solms. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 96, p. 124-130, 2013. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.06.002> >

COSTA, Vanessa Indio do Brasil da; MELLO, Márcia Sarpa de Campos de; FRIEDRICH, Karen. Exposição ambiental e ocupacional a agrotóxicos e o linfoma não Hodgkin. **Saúde em Debate**, v. 41, p. 49-62, 2017 Disponível em: < <https://doi.org/10.1590/0103-1104201711205> >

CRUZ-ALCALDE, Alberto; SANS, C.; ESPLUGAS, S. Priority pesticides abatement

by advanced water technologies: the case of acetamiprid removal by ozonation. *Science of the total Environment*, v. 599, p. 1454-1461, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.065>>

CULLEN, Merissa G. et al. Fungicides, herbicides and bees: A systematic review of existing research and methods. *PLoS One*, v. 14, n. 12, p. e0225743, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225743>>

Dai P, Yan Z, Ma S, Yang Y, Wang Q, Hou C, et al. O herbicida glifosato afeta negativamente as comunidades bacterianas do intestino médio e a sobrevivência das abelhas durante as larvas criadas in vitro. *J Agric Food Chem*. 2018; 66 (29): 7786–93. pmid: 29992812 Disponível em: < <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.8b02212>>

DAYAN, Franck E. Current status and future prospects in herbicide discovery. *Plants*, v. 8, n. 9, p. 341, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.3390/plants8090341>>

DE ALBUQUERQUE, Felicia Pereira et al. An overview of the potential impacts of atrazine in aquatic environments: Perspectives for tailored solutions based on nanotechnology. *Science of The Total Environment*, v. 700, p. 134868, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134868>>

DE ALBUQUERQUE, Felicia Pereira et al. An overview of the potential impacts of atrazine in aquatic environments: Perspectives for tailored solutions based on nanotechnology. *Science of The Total Environment*, v. 700, p. 134868, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134868>>

DE ARAÚJO FIORE, Rebecca et al. Selection of arboreal species to compose and remedy riparian forests next to agricultural areas. *Ecological Engineering*, v. 131, p. 9-15, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.02.023>>

DE OLIVEIRA, Maurílio Fernandes; BRIGHENTI, Alexandre Magno. Comportamento dos herbicidas no ambiente. **Embrapa Milho e Sorgo-Capítulo em livro científico (ALICE)**, 2011.

DE SOUZA, Renata Mariane et al. Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: a review. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 135, p. 22-37, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.12.035>>

DE VASCONCELOS, Vera Mônica et al. Floating aquatic macrophytes for the treatment of aquaculture effluents. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-8, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11308-8>>

DERBALAH, Aly et al. Temporal trends in organophosphorus pesticides use and concentrations in river water in Japan, and risk assessment. **Journal of Environmental Sciences**, v. 79, p. 135-152, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.11.019>>

DEWEZ, David et al. Inhibitory effects of silver nanoparticles on photosystem II performance in *Lemna gibba* probed by chlorophyll fluorescence. *Current plant biology*, v. 16, p. 15-21, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cpb.2018.11.006>

DI PRISCO, G, et al., Neonicotinoid clothianidin adversely affects insect immunity and promotes replication of a viral pathogen in honey bees **PNAS**, v. 10, p 466-471 oct. 2013. Disponível em: < <https://doi.org/10.1073/pnas.1314923110>>

DIAS, Agata Cristina Lima et al. Ocorrência de Atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática. **Revista Internacional de Ciências**, v. 8, n. 2, p. 234-253, 2018. Disponível em: < <https://doi.org/10.12957/ric.2018.34202>>

DOS SANTOS, Naiane Maria Corrêa et al. Phytoremediation of Brazilian tree species in soils contaminated by herbicides. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 27, p. 27561-27568, 2018. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2798-0>>

DOS SANTOS, Naiane Maria Correa et al. Use of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for environmental services: **Decontamination of aquatic environments with atrazine residues**. **Aquatic Botany**, v. 176, p. 103470, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2021.103470>>

EBRAHIMBABAIE, Parisa; MEEINKUIRT, Weeradej; PICHTEL, John. Phytoremediation of engineered nanoparticles using aquatic plants: Mechanisms and practical feasibility. **Journal of Environmental Sciences**, v. 93, p. 151-163, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.03.034>>

EL-NAHHAL, Ibrahim; EL-NAHHAL, Yasser. Pesticide residues in drinking water,

their potential risk to human health and removal options. **Journal of Environmental Management**, v. 299, p. 113611, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113611>>

EPA, Decision Documents for Atrazine In Office of Prevention, **Pesticides and Toxic Substances**. In 2006; p 323.

ESCOTO, Dandara Fidélis et al. Use of Pistia stratiotes for phytoremediation of water resources contaminated by clomazone. **Chemosphere**, v. 227, p. 299-304, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.013>>

ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de Limnologia**. 2ª ed. Interciência/FINEP. Rio de Janeiro. 602p

EVANGELOU, Evangelos et al. Exposure to pesticides and diabetes: a systematic review and meta-analysis. **Environment international**, v. 91, p. 60-68, 2016./j.toxrep.2018.11.008 Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.013>>

FARAHY, Oumaima et al. Overview of pesticide use in Moroccan apple orchards and its effects on the environment. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 19, p. 100223, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.10.011>>

FELLINE, Serena et al. The response of the algae Fucus virsoides (Fucales, Ochrophyta) to Roundup® solution exposure: A metabolomics approach. **Environmental Pollution**, v. 254, p. 112977, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112977>>

FERNANDES, Gracieli et al. Indiscriminate use of glyphosate impregnates river epilithic biofilms in southern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1377-1387, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.292>>

FINI, Mahdi Nikbakht; MADSEN, Henrik Tækker; MUFF, Jens. The effect of water matrix, feed concentration and recovery on the rejection of pesticides using NF/RO membranes in water treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 215, p. 521-527, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.01.047>>

FORNEY, D. Raymond; DAVIS, Donald E. Effects of low concentrations of herbicides on submersed aquatic plants. **Weed Science**, v. 29, n. 6, p. 677-685, 1981. Disponível em: < <https://doi.org/10.1017/S0043174500040261>>

GAINES, Todd A. et al. Mechanisms of evolved herbicide resistance. **Journal of Biological Chemistry**, v. 295, n. 30, p. 10307-10330, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1074/jbc.REV120.013572>>

GALAL, Tarek M. et al. Bioaccumulation and rhizofiltration potential of Pistia stratiotes L. for mitigating water pollution in the Egyptian wetlands. **International journal of phytoremediation**, Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1365343>>

GALHANO, Victor; PEIXOTO, Francisco; GOMES-LARANJO, José. Bentazon triggers the promotion of oxidative damage in the Portuguese ricefield cyanobacterium *Anabaena cylindrica*: response of the antioxidant system. **Environmental toxicology**, v. 25, n. 5, p. 517-526, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/tox.20597>>

GARZA-LEÓN, Carlos Vicente; ARZATE-CÁRDENAS, Mario Alberto; RICO-MARTÍNEZ, Roberto. Toxicity evaluation of cypermethrin, glyphosate, and malathion, on two indigenous zooplanktonic species. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 22, p. 18123-18134, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9454-y>>

GILREATH, James P. et al. Influence of soil fumigation on 2, 4-D and dicamba carryover in fresh market tomato. **Crop Protection**, v. 25, n. 10, p. 1095-1100, 2006. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2006.02.010>>

GOMES, Marcelo Pedrosa et al. Enrofloxacin and Roundup® interactive effects on the aquatic macrophyte *Elodea canadensis* physiology. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 453-462, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.026>>

GOSWAMI, Sunayana; DAS, Suchismita. *Eichhornia crassipes* mediated copper phytoremediation and its success using catfish bioassay. **Chemosphere**, v. 210, p. 440-448, 2018. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.044>>

GRAVEEL, J.G & Turco, R. F. Factors affecting mobility of pesticides in soil. In: Intensive course on the activity, celebrity, behavior, and fate of herbicides in plants and soils. West Lafayette, EUA : Purdue University, Departments of Horticulture, **Agronomy Botany and plant Patology and Forestry and Natural Resources**, p, 464-507, 1994. Acesso em 15 de dez de 2021

GREENBURG, David L. et al. Cancer incidence among pesticide applicators exposed to captan in the Agricultural Health Study. **Cancer Causes & Control**, v. 19, n. 10, p. 1401-1407, 2008. . Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10552-008-9187-9>>

GUIMARÃES, F. P. et al. Potential of macrophytes for removing atrazine from aqueous solution. **Planta daninha**, v. 29, n. SPE, p. 1137-1147, 2011. Disponível em: < <https://doi.org/10.1590/S0100-83582011000500022> >

HADAD, H. R. et al. Bioaccumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*. *Journal of hazardous materials*, v. 190, n. 1-3, p. 1016-1022, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.044><https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.044>>

HATFIELD, Peggy M. et al. Characterization of the adaptation response of *Anacystis nidulans* to growth in the presence of sublethal doses of herbicide. **Current Microbiology**, v. 18, n. 6, p. 369-374, 1989. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/BF01571130>>

HAYES, Tyrone B. et al. Atrazine induces complete feminization and chemical castration in male African clawed frogs (*Xenopus laevis*). **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 10, p. 4612-4617, 2010. Disponível em: < <https://doi.org/10.1073/pnas.0909519107>>

HÉBERT, Marie-Pier; FUGÈRE, Vincent; GONZALEZ, Andrew. The overlooked impact of rising glyphosate use on phosphorus loading in agricultural watersheds. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 17, n. 1, p. 48-56, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1002/fee.1985>>

HERNÁNDEZ-ALOMIA, Fernanda; BALLESTEROS, Isabel; CASTILLEJO, Pablo. Bioremediation potential of glyphosate-degrading microorganisms in eutrophicated

Ecuadorian water bodies. **Saudi Journal of Biological Sciences**, 2021. Disponible em: < <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.11.013>>

HU, Naitao et al. Removal of atrazine in catalytic degradation solutions by microalgae *Chlorella* sp. and evaluation of toxicity of degradation products via algal growth and photosynthetic activity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 207, p. 111546, 2021. Disponible em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111546>>

HUANG, Wenlong et al. Risk of breast cancer and adipose tissue concentrations of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides: a hospital-based case-control study in Chinese women. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 31, p. 32128-32136, 2019. Disponible em: < <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06404-3>>

HUSSNER, Andreas et al. Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: a review. **Aquatic Botany**, v. 136, p. 112-137, 2017. Disponible em: < <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.08.002>>

IGBEDIOH, S. O. Effects of agricultural pesticides on humans, animals, and higher plants in developing countries. **Archives of Environmental Health: An International Journal**, v. 46, n. 4, p. 218-224, 1991. Disponible em: < <https://doi.org/10.1080/00039896.1991.9937452>>

JAACKS, Lindsay M. et al. Metabolite of the pesticide DDT and incident type 2 diabetes in urban India. **Environment international**, v. 133, p. 105089, 2019. Disponible em: < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105089>>

JACQUIN, L. et al. High temperature aggravates the effects of pesticides in goldfish. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 172, p. 255-264, 2019. Disponible em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.085>>

JAMPEETONG, Arunothai; BRIX, Hans; KANTAWANICHKUL, Suwasa. Effects of inorganic nitrogen forms on growth, morphology, nitrogen uptake capacity and nutrient allocation of four tropical aquatic macrophytes (*Salvinia cucullata*, *Ipomoea aquatica*, *Cyperus involucratus* and *Vetiveria zizanioides*). **Aquatic Botany**, v. 97, n. 1, p. 10-16, 2012.

JAYARAJ, Ravindran; MEGHA, Pankajshan; SREEDEV, Puthur. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. **Interdisciplinary toxicology**, v. 9, n. 3-4, p. 90, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1515/intox-2016-0012>>

JAYAWEERA, M. W.; KASTURIARACHCHI, J. C. Removal of nitrogen and phosphorus from industrial wastewaters by phytoremediation using water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). **Water Science and Technology**, v. 50, n. 6, p. 217-225, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2004.0379>>

JD Oliver Uma revisão da biologia da salvinia gigante (*Salvinia molesta* Mitchell) J. **Aquat. Plant Manage.** , 31 (1993) , pp. 227 - 231

JIANG, Wenqi et al. Coexisting antibiotic changes the persistence and metabolic profile of atrazine in the environment. **Chemosphere**, v. 269, p. 129333, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129333>>

KALČÍKOVÁ, Gabriela et al. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor*. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 1108-1115, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.050>>

KEMP, W. M. et al. Effects of atrazine and linuron on photosynthesis and growth of the macrophytes, *Potamogeton perfoliatus* L. and *Myriophyllum spicatum* L. in an estuarine environment. **Marine Environmental Research**, v. 16, n. 4, p. 255-280, 1985. Disponível em: < [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(85\)90023-6](https://doi.org/10.1016/0141-1136(85)90023-6)>

KHEDR, Tawfeek et al. Degradation of some organophosphorus pesticides in aqueous solution by gamma irradiation. **Journal of hazardous materials**, v. 373, p. 23-28, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.011>>

KNAUERT, Stefanie et al. Phytotoxicity of atrazine, isoproturon, and diuron to submersed macrophytes in outdoor mesocosms. **Environmental Pollution**, v. 158, n. 1, p. 167-174, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.023>>

KOLTZ, Elizabeth Aparecida et al. Brássicas e termoterapia no controle de bolor verde

de laranja pera em pós-colheita. 2018. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/3432>>

Kudsk, P., Streibig, J.C. Herbicides: a two-edged sword. **Weed Res.**, v. 43, p. 90-102, 2003.

LETERME, Pascal et al. Nutritional value of aquatic ferns (*Azolla filiculoides* Lam. and *Salvinia molesta* Mitchell) in pigs. **Animal Feed Science and Technology**, v. 149, n. 1-2, p. 135-148, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2008.04.013>>

LIU, Yufei et al. Effects of the long-term application of atrazine on soil enzyme activity and bacterial community structure in farmlands in **China**. **Environmental Pollution**, v. 262, p. 114264, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114264>>

LOOS, Robert et al. EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters. **Environmental pollution**, v. 157, n. 2, p. 561-568, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.020>>

LU, Xin et al. Interaction of veterinary antibiotic tetracyclines and copper on their fates in water and water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Journal of hazardous materials**, v. 280, p. 389-398, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.08.022>>

LUKÁCS, Balázs A.; SRAMKÓ, Gábor; V, Attila Molnár. Plant diversity and conservation value of continental temporary pools. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 158, p. 393-400, fev. 2013. Elsevier BV. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.024>>

LUPI, Leonardo; et al., Glyphosate runoff and its occurrence in rainwater and subsurface soil in the nearby area of agricultural fields in Argentina. **Chemosphere**, [S.L.], v. 225, p. 906-914, jun. 2019. Elsevier BV. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.090>>

M. Sarwar Os perigos dos pesticidas associados à saúde pública e prevenção dos riscos Int. J. Bioinfor. **Biomédico. Eng.** , 1 (2) (2015) , pp. 130 - 136

MACHADO, Simone Caetani; MARTINS, Isarita. Risk assessment of occupational

pesticide exposure: Use of endpoints and surrogates. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 98, p. 276-283, 2018. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.001>>

MADIKIZELA, Lawrence Mzukisi. Removal of organic pollutants in water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Journal of Environmental Management**, v. 295, p. 113153, 2021. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113153>>

MARÍN-BENITO, Jesús M. et al. Organic sorbents as barriers to decrease the mobility of herbicides in soils. Modelling of the leaching process. **Geoderma**, v. 313, p. 205-216, 2018. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.033>>

MARIN-MORALES, Maria Aparecida; VENTURA-CAMARGO, B. d C.; HOSHINA, Márcia Miyuki. Toxicity of herbicides: impact on aquatic and soil biota and human health. **Herbicides—current research and case studies in use**, p. 399-443, 2013. Disponivel em: < <https://doi.org/10.5772/55851>>

MARTÍN, MM Ballesteros et al. Combined photo-Fenton and biological oxidation for pesticide degradation: effect of photo-treated intermediates on biodegradation kinetics. **Chemosphere**, v. 70, n. 8, p. 1476-1483, 2008. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.08.027>>

Matthews G.A. 1992. *Pesticide application methods*. 2da edición. Longman, Harlow, R.U.. 405 pp.

MAURYA, Pradip Kumar et al. Haematological and histological changes in fish *Heteropneustes fossilis* exposed to pesticides from industrial waste water. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, 2019. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1482736>>

MAZUR, Christopher S et al., . P-glycoprotein inhibition by the agricultural pesticide propiconazole and its hydroxylated metabolites: Implications for pesticide–drug interactions. **Toxicology letters**, v. 232, n. 1, p. 37-45, 2015. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2014.09.020>>

MEHRPOUR, Omid et al. Occupational exposure to pesticides and consequences on male semen and fertility: a review. **Toxicology letters**, v. 230, n. 2, p. 146-156, 2014. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2014.01.029>>

MEKONEN, Seblework et al. Pesticide residues in drinking water and associated risk to consumers in Ethiopia. **Chemosphere**, v. 162, p. 252-260, 2016. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.096><https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.096>>

MENDES, Kassio Ferreira et al. Water resource pollution by herbicide residues. In: Biochemical Toxicology-Heavy Metals and Nanomaterials. **IntechOpen**, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.5772/intechopen.85159>>

Mengoni Goñalons C, Farina WM. Aprendizagem associativa prejudicada após exposição crônica a pesticidas em abelhas melíferas adultas. **The Journal of Experimental Biology**. 2018; 221 (7): Disponível em: < <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225743>>

MITCHELL, D.S. 1974. Aquatic Vegetation and its Use and Control. **Unesco**, Paris. 135p

MITSOU, Kiriakoula et al., Growth rate effects, responses of antioxidant enzymes and metabolic fate of the herbicide Propanil in the aquatic plant Lemna minor. **Chemosphere**, [S.L.], v. 62, n. 2, p. 275-284, jan. 2006. Elsevier BV. Disponível em: < <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.026>>

MOJIRI, Amin et al. Pesticides in aquatic environments and their removal by adsorption methods. **Chemosphere**, v. 253, p. 126646, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126646>>

MOREIRA, Josino Costa et al. Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, p. 1557-1568, 2012. Disponível em: < <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600019>>

MURATA, Norio et al. Photoinhibition of photosystem II under environmental stress. **Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Bioenergetics**, v. 1767, n. 6, p. 414-421,

2007. Disponivel em: < <https://doi.org/10.1016/j.bbabio.2006.11.019>>

MURPHY, Kevin, et al., World distribution, diversity and endemism of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, [S.L.], v. 158, p. 103127, out. 2019. Elsevier BV. Disponivel em: < <http://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.06.006>>

MURSCHELL, Trey; FARMER, Delphine K. Real-time measurement of herbicides in the atmosphere: A case study of MCPA and 2, 4-D during field application. **Toxics**, v. 7, n. 3, p. 40, 2019. Disponivel em: < <https://doi.org/10.3390/toxics7030040>>

NAHAR, Kamrun; HOQUE, Sirajul. Phytoremediation to improve eutrophic ecosystem by the floating aquatic macrophyte, water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) at lab scale. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 47, n. 2, p. 231-237, 2021. Disponivel em: <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2021.05.003>>

NEGHAB, Masoud et al. The effects of exposure to pesticides on the fecundity status of farm workers resident in a rural region of Fars province, southern Iran. **Asian Pacific journal of tropical biomedicine**, v. 4, n. 4, p. 324-328, 2014. Disponivel em: < <https://doi.org/10.12980/APJTB.4.2014C586>>

NESTERENKO-MALKOVSKAYA, A. et al. Eichhornia crassipes capability to remove naphthalene from wastewater in the absence of bacteria. **Chemosphere**, v. 87, n. 10, p. 1186-1191, 2012. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.01.060>>

NICHOLS, P. Brent; COUCH, James D.; AL-HAMDANI, Safaa H. Selected physiological responses of *Salvinia minima* to different chromium concentrations. **Aquatic Botany**, v. 68, n. 4, p. 313-319, 2000. Disponivel em: < [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00128-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00128-5) >

NUTTENS, A, et al., Does nitrate co-pollution affect biological responses of an aquatic plant to two common herbicides? **Aquatic Toxicology**, [S.L.], v. 177, p. 355-364, ago. 2016. Elsevier BV. Disponivel em: < <http://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.06.006>>

ODJEGBA, V. J.; FASIDI, I. O. Accumulation of trace elements by *Pistia stratiotes*: implications for phytoremediation. **Ecotoxicology**, v. 13, n. 7, p. 637-646, 2004. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1007/s10646-003-4424-1>>

OJUEDERIE, Omena Bernard; IGWE, David Okeh; POPOOLA, Jacob Olagbenro. Transgenic plant-mediated phytoremediation: Applications, challenges, and prospects. In: **Assisted Phytoremediation**. Elsevier, 2022. p. 179-202. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822893-7.00009-4>>

Organização das Nações unidas para Alimentação e Agricultura. **FAOSTAT**. 2020. Disponível em: Organização das Nações unidas para Alimentação e Agricultura. Acesso em: 16 maio 2021.

OUYANG, Wei et al. Occurrence, transportation, and distribution difference of typical herbicides from estuary to bay. **Environment international**, v. 130, p. 104858, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.052> >

PAGIORO, T.A. & THOMAZ, S.M. 1999. Decomposition of Eichhornia azurea from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. **Hydrobiologia** 411: 45–51 Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.085>>

PAN, Lixiang et al. Determination and distribution of pesticides and antibiotics in agricultural soils from northern China. **RSC advances**, v. 9, n. 28, p. 15686-15693, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1039/C9RA00783K>>

PARRA-ARROYO, Lizeth et al. Highly hazardous pesticides and related pollutants: Toxicological, regulatory, and analytical aspects. **Science of The Total Environment**, p. 151879, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151879>>

PÉREZ, Débora Jesabel; DOUCETTE, William Joseph; MOORE, Matthew Truman. Atrazine uptake, translocation, bioaccumulation and biodegradation in cattail (*Typha latifolia*) as a function of exposure time. **Chemosphere**, v. 287, p. 132104, 2022. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132104>>

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 373-379, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000300002>>

PI, N.; NG, J. Z.; KELLY, B. C. Bioaccumulation of pharmaceutically active compounds and endocrine disrupting chemicals in aquatic macrophytes: Results of hydroponic experiments with *Echinodorus horemanii* and *Eichhornia crassipes*. **Science of the Total Environment**, v. 601, p. 812-820, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.137>>

PI, N.; NG, J. Z.; KELLY, B. C. Uptake and elimination kinetics of perfluoroalkyl substances in submerged and free-floating aquatic macrophytes: Results of mesocosm experiments with *Echinodorus horemanii* and *Eichhornia crassipes*. **Water research**, v. 117, p. 167-174, 2017. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.003>>

PINHEIRO, Maitê Bueno. Plantas para infraestrutura verde e o papel da vegetação no tratamento das águas urbanas de São Paulo: . 2017. Tese de Doutorado. **Universidade de São Paulo**.

PIZARRO, H et al., Glyphosate input modifies microbial community structure in clear and turbid freshwater systems. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 5143-5153, 10 nov. 2015. Springer Science and Business Media LLC. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5748-0>>

POMPÊO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 5, 2008. ISSN-e 1981-9366, Vol. 12, Nº. 3, 2008 Acesso em: 15 de nov 2021

POPOVIC, Radovan; DEWEZ, David; JUNEAU, Philippe. Applications of chlorophyll fluorescence in ecotoxicology: heavy metals, herbicides, and air pollutants. In: Practical applications of chlorophyll fluorescence in plant biology. Springer, Boston, MA, 2003. p. 151-184.

PRADO, Alberto et al. Exposure to pollen-bound pesticide mixtures induces longer-lived but less efficient honey bees. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1250-1260, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.102>>

PRASERTSUP, Pichamon; ARIYAKANON, Naiyanan. Removal of chlorpyrifos by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) and duckweed (*Lemna minor* L.). **International journal of phytoremediation**, v. 13, n. 4, p. 383-395, 2011. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.495145>>

PROIA, Lorenzo et al. Effects of pesticides and pharmaceuticals on biofilms in a highly impacted river. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 220-228, 2013. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.022>>

QIAN, Jin-Hong et al. **Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species**. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America, 1999. Disponivel em: <<https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800050009x>>

Radosevich, S.; Holt, J. Ghera, C., **Weed Ecology**: implications for management. 2a edição. New York, EUA: John Wiley & Sons, 1997. 589 p.

RADWAN, D. E. M. et al. Oxidative stress caused by Basagran® herbicide is altered by salicylic acid treatments in peanut plants. **Heliyon**, v. 5, n. 5, p. e01791, 2019. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01791>>

RAMBORGER, Bruna Piaia et al. The phytoremediation potential of *Plectranthus neochilus* on 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid and the role of antioxidant capacity in herbicide tolerance. **Chemosphere**, v. 188, p. 231-240, 2017. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.164>>

RANI, Lata et al. An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. **Journal of Cleaner Production**, v. 283, p. 124657, 2021. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657>>

RANI, Lata et al. An extensive review on the consequences of chemical pesticides on human health and environment. **Journal of Cleaner Production**, v. 283, p. 124657, 2021. Disponivel em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124657>>

RASTOGI, Anshu et al. Impact of metal and metal oxide nanoparticles on plant: a critical review. *Frontiers in chemistry*, v. 5, p. 78, 2017. Disponivel em: <https://doi.org/10.3389/fchem.2017.00078>

RIBEIRO, Victor Hugo Vidal et al. Sensitivity of the macrophytes *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* to hexazinone and dissipation of this pesticide in aquatic ecosystems. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 168, p. 177-183, 2019. .

Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.021> >

ROSSI, Andrea S. et al. Fish inhabiting rice fields: Bioaccumulation, oxidative stress and neurotoxic effects after pesticides application. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 106186, 2020. . Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106186>>

SALAZAR-LEDESMA, M. et al. Mobility of atrazine in soils of a wastewater irrigated maize field. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 255, p. 73-83, 2018. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.018>>

SAMANIC, Claudine M. et al. Occupational exposure to pesticides and risk of adult brain tumors. **American journal of epidemiology**, v. 167, n. 8, p. 976-985, 2008. Disponível em: < <https://doi.org/10.1093/aje/kwm401>>

SCHREINEMACHERS, Pepijn et al. Too much to handle? Pesticide dependence of smallholder vegetable farmers in Southeast Asia. **Science of the Total Environment**, v. 593, p. 470-477, 2017 Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.181>>.

SEVIM, Çiğdem et al. An imazamox-based herbicide causes apoptotic changes in rat liver and pancreas. **Toxicology reports**, v. 6, p. 42-50, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2018.11.008>>

SHAN, Jun et al. Isomer-specific degradation of branched and linear 4-nonylphenol isomers in an oxic soil. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 19, p. 8283-8289, 2011. Disponível em: < <https://doi.org/10.1021/es200224c>>

SHANER, Dale L.; BECKIE, Hugh J. The future for weed control and technology. **Pest management science**, v. 70, n. 9, p. 1329-1339, 2014. . Disponível em: < <https://doi.org/10.1002/ps.3706>>

SI Beale , D. Appleman Síntese de clorofila em chlorella - regulação pelo grau de limitação de luz do crescimento **Plant Physiology** , 47 (1971) , pp . 230-235

SILVA, A. A., SILVA, J. F. (Editores). Tópicos em manejo de plantas daninhas. Viçosa, MG. Ed. UFV, 2013. 367p.

SILVA, Lucicleide Ribeiro da; FERREIRA, Márcia. Estudo do coeficiente de partição

octanol-água de bifenilas policloradas (PCBs) utilizando parâmetros topológicos. **Química Nova**, v. 26, p. 312-318, 2003. Disponível em: < <https://doi.org/10.1590/S0100-40422003000300005>>

SILVA, Vera et al. Pesticide residues in European agricultural soils—A hidden reality unfolded. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 1532-1545, 2019. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>>

Singh, S., Kumar, V., Chauhan, A. et al. Toxicity, degradation and analysis of the herbicide atrazine. **Environ Chem Lett** 16, 211–237 (2018). Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0665-8>>

SINGH, Simranjeet et al. Toxicity, degradation and analysis of the herbicide atrazine. **Environmental chemistry letters**, v. 16, n. 1, p. 211-237, 2018. Disponível em: < <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0665-8>>

SMALLING, Kelly L. et al. Environmental and anthropogenic drivers of contaminants in agricultural watersheds with implications for land management. **Science of The Total Environment**, v. 774, p. 145687, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145687>>

SMITH, Allan E. Breakdown of the herbicide dicamba and its degradation product 3, 6-dichlorosalicylic acid in prairie soils. **Journal of agricultural and food chemistry**, v. 22, n. 4, p. 601-605, 1974.

SOLOMON, Keith R. et al. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 32, n. 1, p. 10-11, 2013. Disponível em: < <https://doi.org/10.1002/etc.2050>>

SOLOMON, Keith R. et al. Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 15, n. 1, p. 31-76, 1996. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/etc.2050>>

SOLOMON, Keith R. et al. Effects of atrazine on fish, amphibians, and aquatic reptiles: a critical review. **Critical reviews in toxicology**, v. 38, n. 9, p. 721-772, 2008. Disponível em: < <https://doi.org/10.1080/10408440802116496>>

SONG, Yan et al. Effects of atrazine on DNA damage and antioxidative enzymes in *Vicia faba*. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 28, n. 5, p. 1059-1062, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1897/08-285.1>>

SUAREZ-LOPEZ, Jose R. et al. Residential proximity to greenhouse crops and pesticide exposure (via acetylcholinesterase activity) assessed from childhood through adolescence. **Environmental Research**, v. 188, p. 109728, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109728>>

SUN, Chen et al. To evaluate the toxicity of atrazine on the freshwater microalgae *Chlorella* sp. using sensitive indices indicated by photosynthetic parameters. **Chemosphere**, v. 244, p. 125514, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125514>>

SUN, Feifei et al. Degradation and metabolism of tetrabromobisphenol A (TBBPA) in submerged soil and soil-plant systems. **Environmental science & technology**, v. 48, n. 24, p. 14291-14299, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/es503383h>>

TAKANO, Hudson Kagueyama et al. ACCase-inhibiting herbicides: mechanism of action, resistance evolution and stewardship. **Scientia Agricola**, v. 78, 2020 Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0102>>

TASCA, Andrea Luca; PUCCINI, Monica; FLETCHER, Ashleigh. Terbutylazine and desethylterbutylazine: Recent occurrence, mobility and removal techniques. **Chemosphere**, v. 202, p. 94-104, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.091>>

THOMAZ, S.M., & BINI, L.M. Ecologia e manejo de macrófitas **aquáticas**. **Maringá: EDUEM**, cap. 15:299-317.

THOMAZ, Sidinei Magela; BINI, Luis Mauricio. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. 1998.

TORTELLA, G. R. et al. Sorption parameters of carbendazim and iprodione in the presence of copper nanoparticles in two different soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 19, n. 3, p. 469-476, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s42729-019-00037-8>>

VELMURUGAN, Ganesan. Gut microbiota in toxicological risk assessment of drugs and chemicals: the need of hour. **Gut microbes**, v. 9, n. 5, p. 465-468, 2018. Disponível em: < [https://doi.org/ 10.1080/19490976.2018.1445955](https://doi.org/10.1080/19490976.2018.1445955)>

VIEIRA, Lorena AJ et al. Water contamination with atrazine: is nitric oxide able to improve *Pistia stratiotes* phytoremediation capacity?. *Environmental Pollution*, v. 272, p. 115971, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115971>

VONBERG, David et al. Atrazine soil core residue analysis from an agricultural field 21 years after its ban. **Journal of environmental quality**, v. 43, n. 4, p. 1450-1459, 2014. Disponível em: < <https://doi.org/10.2134/jeq2013.12.0497>>

WANG, Aizhen et al. A nationwide study of the occurrence and distribution of atrazine and its degradates in tap water and groundwater in China: Assessment of human exposure potential. **Chemosphere**, v. 252, p. 126533, 2020. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126533>>

WANG, et al. Long residual herbicides in China-current status, problems and solutions. **Pesticides**, 2003.

WANG, Fang et al. Accumulation, distribution and removal of triazine pesticides by *Eichhornia crassipes* in water-sediment microcosm. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 219, p. 112236, 2021. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112236>>

ZHANG, WenJun; JIANG, FuBin; OU, JianFeng. Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. **Proceedings of the international academy of ecology and environmental sciences**, v. 1, n. 2, p. 125, 2011.

ZHU, Xuexia et al. Herbicides interfere with antigrazer defenses in *Scenedesmus obliquus*. **Chemosphere**, v. 162, p. 243-251, 2016. Disponível em: < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.087>>