



FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS VETERINÁRIAS
CURSO DE MESTRADO



**ECOTOXICIDADE DO GLIFOSATO EM ABELHAS
SCAPTOTRIGONA POSTICA: ESTUDO DA
CONCENTRAÇÃO LETAL E SUBLETAL SOBRE
BIOMARCADORES DE OXIDAÇÃO**

MIKAELLE DE OLIVEIRA CASTILHO

Campo Grande – MS
2023

MIKAELLE DE OLIVEIRA CASTILHO

**ECOTOXICIDADE DO GLIFOSATO EM ABELHAS
SCAPTOTRIGONA POSTICA: ESTUDO DA
CONCENTRAÇÃO LETAL E SUBLETAL SOBRE
BIOMARCADORES DE OXIDAÇÃO**

***ECOTOXICITY OF GLYPHOSATE IN SCAPTOTRIGONA POSTICA BEES: A
STUDY OF LETHAL AND SUBLETHAL CONCENTRATION ON OXIDATION
BIOMARKERS***

MIKAELLE DE OLIVEIRA CASTILHO

Orientadora: ALDA IZABEL DE SOUZA

Coorientador: RODRIGO ZALUSKI

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em Ciências
Veterinárias da Universidade Federal de
Mato Grosso do Sul, como requisito
parcial para a obtenção do título de
Mestre em Ciências Veterinárias

Campo Grande – MS
2023

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação e essa conquista aos meus pais, Juraildes e Herli, e ao meu esposo Alan, meus maiores incentivadores. Foi graças a torcida e apoio a mim oferecidos que consegui alcançar voos cada vez mais altos. Minhas palavras não serão suficientes para expressar a minha gratidão.

AGRADECIMENTOS

À Deus, primeiramente, que sempre foi meu guia para os melhores caminhos, que me fortalece e me dá sabedoria.

À Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS/MEC, pelo suporte no aprendizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida.

À mesa de arguição e suplentes, por cada contribuição e pelo tempo destinado à leitura desta dissertação.

Aos meus orientadores- Professora Alda Izabel de Souza e Professor Rodrigo Zaluski, por me incentivarem e apoiarem neste estudo.

Aos professores Carlos A. do Nascimento, Luiz Ubiratan Hepp, Ricardo Orsi e Raquel Soares Juliano.

Às equipes e amigos dos Laboratórios de Patologia Clínica, Parasitologia, Apicultura e Biologia Molecular- FAMEZ/UFMS.

Ao meu esposo Alan, que me impulsionou e não me deixou desistir.

A todos os familiares e amigos que de maneira direta ou indireta me ajudaram nesse caminho e torceram por mim.

Gratidão!!

“Porque o Senhor dá a sabedoria; o saber e o entendimento vêm dos seus lábios. Ele guarda a inteligência para os justos; escudo é para os que caminham na sinceridade.”

Provérbios 2:6-7

CASTILHO, M.O, ECOTOXICIDADE DO GLIFOSATO EM ABELHAS SCAPTOTRIGONA POSTICA: ESTUDO DA CONCENTRAÇÃO LETAL E SUBLETAL SOBRE BIOMARCADORES DE OXIDAÇÃO, 2023. MESTRADO. Programa de Pós-Graduação em Ciências Veterinárias. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2023.

RESUMO

Herbicidas representam os defensivos agrícolas mais utilizados tanto no Brasil, quanto no mundo. Entre esses, o glifosato se destaca como o mais comercializado para controle de ervas daninhas, apresentando potencial de comprometer a sobrevivência das abelhas e afetar o processo de polinização. O acúmulo dessas substâncias no meio ambiente e seu contato direto com os polinizadores pode resultar em situações de desequilíbrio na homeostase funcional, gerando o estresse oxidativo. Nesse estudo objetivou-se determinar a concentração letal mediana - CL₅₀ e a concentração subletal - CL₁₀ por ingestão do herbicida glifosato, em testes de 48h, para abelhas *Scaptotrigona postica*, além de mensurar a atividade de duas enzimas antioxidantes: superóxido dismutase (SOD) e catalase (CAT) nos indivíduos expostos às concentrações determinadas, em 48h e 120h. Na primeira etapa do experimento, afim de determinar as concentrações letal e subletal foram coletadas abelhas adultas provenientes de cinco colônias localizadas no meliponário da UFMS (Campo Grande, MS, Brasil). Trinta espécimes foram utilizados para cada exposição com seu respectivo grupo controle. As concentrações estabelecidas foram fornecidas aos grupos diluídas em xarope de sacarose por um período de 48h, em doses de 0,5; 1,0; 2,0; 4,0; 8,0 e 16 µg i.a./µL dieta. Para cálculo da CL₅₀ e CL₁₀, a mortalidade foi contabilizada e os dados submetidos à análise de Probit, através do software LdP Line®. Na segunda etapa do estudo, cinquenta espécimes de abelhas, com seu respectivo grupo controle foram expostas as doses CL₅₀ por 48 h e CL₁₀ por 120 h. Os macerados do abdômen, cabeça, asas e membros foram utilizados para dosagem das enzimas antioxidantes. O teste ANOVA foi empregue para efetuar a comparação das variáveis entre os grupos controle e tratamento, considerando os resultados relativos à atividade enzimática. A CL₅₀ em 48 horas para *S. postica* foi de 7,41 µg i.a./µL e a CL₁₀ de 0,70 µg i.a./ µL. A atividade de SOD e CAT nas abelhas não diferiram estatisticamente em relação ao grupo controle nos tempos e doses estabelecidos. Os dados deste estudo mostram que a CL₅₀ de glifosato para *S. postica* se encontra dentro da concentração recomendada em bula para pulverização em lavouras, ressaltando a importância da avaliação de toxicidade desse herbicida em abelhas nativas. Além disto, infere-se que as enzimas SOD e catalase não foram bons marcadores para o estresse oxidativo nessa espécie

Palavras-chave: abelhas nativas, glifosato, concentração letal 50.

CASTILHO, M, ECOTOXICITY OF GLYPHOSATE IN SCAPTOTRIGONA POSTICA BEES: STUDY OF LETHAL AND SUBLETHAL CONCENTRATION ON OXIDATION BIOMARKERS, 2023. MASTER. Graduate Program in Veterinary Sciences. Faculty of Veterinary Medicine and Animal Science, Federal University of Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, 2023.

ABSTRACT

Herbicides represent the most used agricultural pesticides both in Brazil and around the world. Among these, glyphosate stands out as the most commercialized for weed control, with the potential to compromise the survival of bees and affect the pollination process. The accumulation of these substances in the environment and their direct contact with pollinators can result in situations of imbalance in functional homeostasis, generating oxidative stress. This study aimed to determine the median lethal concentration - LC₅₀ and the sublethal concentration - LC₁₀ due to ingestion of the herbicide glyphosate, in 48-hour tests, for *Scaptotrigona postica* bees, in addition to measuring the activity of two antioxidant enzymes: superoxide dismutase (SOD) and catalase (CAT) in individuals exposed to the determined concentrations, at 48h and 120h. In the first stage of the experiment, in order to determine the lethal and sublethal concentrations, adult bees were collected from five colonies located in the UFMS meliponary (Campo Grande, MS, Brazil). Thirty specimens were used for each exposure with their respective control group. The established concentrations were supplied to the groups diluted in sucrose syrup for a period of 48h, in doses of 0.5; 1.0; 2.0; 4.0; 8.0 and 16 µg a.i./µL diet. To calculate LC₅₀ and LC₁₀, mortality was counted and the data was subjected to Probit analysis, using the LdP Line® software. In the second stage of the study, fifty bee specimens, with their respective control group, were exposed to doses LC₅₀ for 48 h and LC₁₀ for 120 h. Macerates from the abdomen, head, wings and limbs were used to measure antioxidant enzymes. The ANOVA test was used to compare the variables between the control and treatment groups, considering the results related to enzymatic activity. The 48-hour LC₅₀ for *S. postica* was 7.41 µg a.i./µL and the LC₁₀ was 0.70 µg a.i./µL. SOD and CAT activity in bees did not differ statistically in relation to the control group at the established times and doses. The data from this study show that the LC₅₀ of glyphosate for *S. postica* is within the concentration recommended in the leaflet for spraying on crops, highlighting the importance of evaluating the toxicity of this herbicide on native bees. Furthermore, it is inferred that the enzymes SOD and catalase were not good markers for oxidative stress in this species.

Keywords: native bees, glyphosate, lethal concentration 50.

SUMÁRIO

RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
CAPÍTULO I.....	08
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	08
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	10
2.1 Ecologia das Abelhas Nativas.....	10
2.2 Abelha Mandaguari Preta: <i>Scaptotrigona postica</i>	13
2.3 A redução de colônias.....	14
2.4 Glifosato como herbicida.....	15
2.5 Impactos do glifosato sobre organismos não-alvo.....	16
2.6 Ensaio ecotoxicológico.....	18
2.7 Biomarcadores de estresse oxidativo.....	20
2.8 Superóxido dismutase (SOD).....	21
2.9 Catalase (CAT).....	22
3. OBJETIVOS.....	22
3.1 OBJETIVO GERAL.....	22
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	23
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	23
CAPÍTULO 2 - Toxicidade do glifosato para abelhas nativas <i>Scaptotrigona postica</i>	32
5. CONSIDERAÇÕES GERAIS.....	48
6. IMPACTO ECONÔMICO, SOCIAL, TECNOLÓGICO E/OU INOVAÇÃO.....	49
ANEXOS.....	50

CAPÍTULO I

1. INTRODUÇÃO

As abelhas, principais vetores bióticos da polinização, são extremamente importantes para a manutenção dos sistemas naturais e também para a produção de alimentos (AGUIAR et al., 2020).

Mundialmente 75% das culturas alimentares são vinculadas à polinização animal, sendo o valor anual das culturas globais diretamente afetadas pelos polinizadores estimado entre 235 e 577 mil milhões de dólares (IPBES, 2016). No Brasil, 85 de 141 culturas são dependentes de polinizadores, gerando renda agrícola anual de quase 45 bilhões de dólares (GIANNINI et al., 2015).

A disponibilidade de alimentos em quantidade suficiente compõe um dos quatro pilares sobre o conceito de segurança alimentar definido pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 1996). À vista disso, a polinização é o maior contribuinte para produtividade alimentar em todo o mundo, colaborando muito além do que qualquer outra prática de gestão agrícola, cooperando para a segurança alimentar e nutricional da população mundial, assim como para o fim da pobreza e da fome (FAO, 2018).

A abelha melífera ocidental *Apis mellifera* é comumente eleita pelos agricultores, devido ao grande número de indivíduos por colônia, longo raio de voo e capacidade de percorrer vastas distâncias em busca de recursos alimentares. Essas características a consagram como potenciais polinizadoras de um substancial número de flores e extensas áreas de cultivo, que podem ser beneficiadas por meio de uma polinização direcionada (KLEIN et al., 2020).

Entretanto, de acordo com MASHILINGI et al. (2022), a demanda de polinização por abelhas aumentou, enquanto que a capacidade de oferta dos serviços de polinização diminuiu em todo o mundo, enfatizando a necessidade do manejo integrado de novas espécies e conjuntos de polinizadores selvagens e nativos para um futuro sustentável e com segurança alimentar.

As abelhas nativas sem ferrão – meliponíneos, desempenham um papel importante nos ecossistemas: polinizam diversas espécies vegetais, auxiliam na reprodução e conservação da biodiversidade floral e seus produtos podem ser obtidos e comercializados (ESCAREÑO et al., 2019).

De acordo com Sánchez-Bayo & Wyckhuys (2019), esses polinizadores enfrentam uma variedade de desafios como perda de habitat e conversão de terras para agricultura e urbanização, exposição à patógenos, alterações climáticas, poluição do meio ambiente e agrotóxicos

Abelhas nativas, incluindo as do gênero *Scaptotrigona*, são vulneráveis à exposição à agrotóxicos, que podem levar a mudanças comportamentais como: alterações na atividade de locomoção, hiperatividade e ainda a longo prazo, alterações na viabilidade e dinâmica das colônias, diminuindo a sua sobrevivência (SOARES et al., 2015; DORNELIS et al., 2016; PERUZZOLO et al., 2021).

De acordo com a FAOSTAT (2021), o uso médio total de agrotóxicos aumentou na última década em quase 50% em comparação com a década de 1990. A aplicação global dessas moléculas aumentou para a classe de herbicidas, (de 41% para 52%), e teve pequena redução na participação de fungicidas (de 25% para 23%) e inseticidas (de 24% para 18%).

O grande número e frequência de resíduos de defensivos agrícolas encontrados no pólen e no néctar das plantas cultivadas representam um risco claro para as abelhas polinizadoras (Sánchez-Bayo & Goka, 2014). Esses produtos induzem alterações bioquímicas, alterando parâmetros relacionados ao estresse oxidativo, sendo estes quantificados por enzimas desintoxicantes, tais como: superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutathione S-transferase, entre outras (BALIEIRA et al., 2018; OLGUN et al., 2020).

O uso de enzimas antioxidantes como biomarcadores bioquímicos, tem sido amplamente utilizado, principalmente no monitoramento ambiental em resposta aos efeitos de xenobióticos (OLIVEIRA & DE SOUZA, 2006; COGO et al., 2009; TOSI et al., 2022; SHARF & KHAN, 2023).

Contudo, ainda é notável que pouca atenção tem sido dada ao impacto negativo dos agrotóxicos sobre os agentes polinizadores. A maioria dos dados disponíveis sobre a toxicidade dos herbicidas se concentra na espécie *Apis mellifera*; estudos abordando a sensibilidade das espécies nativas de abelhas sem ferrão aos herbicidas são escassos.

Neste contexto, propõe-se compreender a toxicidade do herbicida glifosato para abelha nativa *Scaptotrigona postica*, por meio da determinação da concentração letal mediana (CL₅₀) e da concentração subletal (CL₁₀). Além disso,

busca-se investigar o potencial uso de enzimas antioxidantes como biomarcadores de estresse oxidativo em abelhas submetidas a exposição por este agrotóxico em condições laboratoriais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Ecologia das Abelhas Nativas

As abelhas nativas, “abelhas sem ferrão” ou “abelhas indígenas”, são polinizadores naturais das espécies vegetais, caracterizados como insetos sociais, que existem há mais de 120 milhões de anos (ALMEIDA et al., 2023). A importância das abelhas e os desafios para a conservação de sua biodiversidade são temas importantes a serem discutidos (VILLAS- BÔAS, 2018).

Esses insetos são também conhecidos como “meliponíneos” ou “meliponas”, conforme documentado por Souza et al. (2009). Tal denominação se deve a classificação taxonômica aplicada: Reino: Animalia; Filo: Arthropoda; Classe: Insecta; Ordem: Hymenoptera; Família: Apidae; Subfamília: Apinae; Tribo: Apini; e Subtribo: Meliponina, na qual podemos encontrar espécies pertencentes ao gênero *Melipona* e espécies pertencentes ao grupo das Não-Meliponas (anteriormente denominadas Trigonini) (SILVEIRA et al., 2002).

Os meliponíneos ocupam grande parte das regiões de clima tropical do planeta e ainda algumas partes de clima temperado subtropical, exibindo diversidade em zonas quentes de baixas latitudes (trópicos úmidos), sendo encontrados na grande maioria do território latino-americano (NOGUEIRA- NETO, 1997).

Segundo Nogueira (2023) a riqueza de espécies de abelhas sem ferrão aumentou desde o último levantamento realizado por Pedro (2014). Entre 2015 e 2023, 59 novas espécies de abelhas sem ferrão foram descritas para a região Neotropical, sendo que 16 destas com registros de ocorrência para o Brasil. O maior aumento de novas espécies foi registrado no gênero *Scaptotrigona*, com um total de 26 espécies descritas em um período de oito anos, compreendidos entre 2015 e 2022.

De forma geral, as principais espécies de meliponíneos manejadas na região Neotropical pertencem aos gêneros: *Melipona*, *Cephalotrigona*, *Scaptotrigona*, *Tetragona*, *Tetragonisca* e *Plebeia* (OLIVEIRA et al., 2013).

Embora as abelhas nativas tenham o ferrão atrofiado, impossibilitando-as de ferroar, elas apresentam outras formas de autodefesa como utilização das mandíbulas para ações ofensivas (mordiscar) e o emprego de própolis para imobilização de pequenos invasores e vedação da colmeia (CELLA et al., 2017).

Todas as espécies da subtribo Meliponina são eussociais, embora algumas delas vivam de alimento roubado de colônias de outras espécies. Seus ninhos são, em geral, construídos em cavidades pré-existent (ocos de árvores, ninhos abandonados de cupins e formigas etc.), mas algumas espécies constroem ninhos expostos (SILVEIRA et al., 2002).

Uma colônia de abelhas sem ferrão é constituída por dois elementos principais: o ninho com discos ou favos de cria e os potes de alimento; além de estruturas auxiliares, como o invólucro, o batume, a entrada e o túnel de ingresso (Figura 1) (VILLAS BÔAS, 2018).

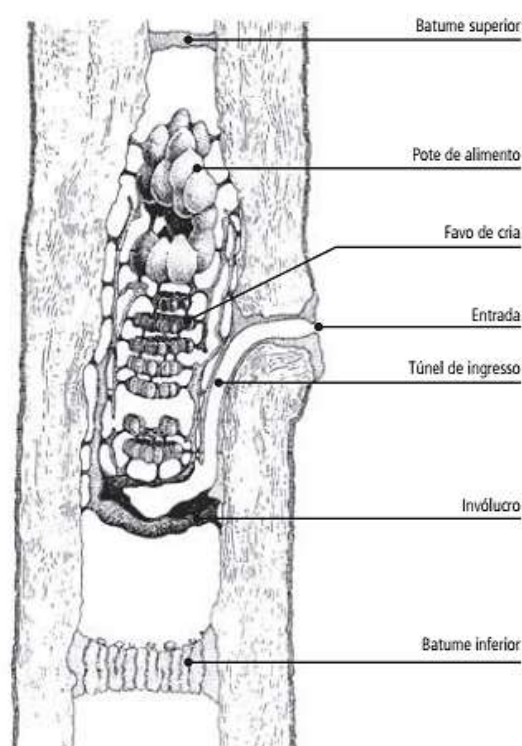


Figura 1: Estruturas básicas de uma colônia de meliponíneos com as características da maior parte das espécies existentes

Fonte: Posey & Camargo, 1985, citado em Villas-Bôas, 2018

À semelhança de numerosos insetos sociais, os meliponíneos organizam suas sociedades em castas distintas: a rainha, encarregada da postura dos ovos e da coesão da colônia; as operárias, constituindo a vigorosa força laboriosa da

comunidade, sendo as únicas detentoras da corbícula, uma estrutura presente nas pernas destinada ao transporte de pólen; e os machos, cujo envolvimento nas atividades da colônia é limitado, sendo sua principal função reduzida à cópula com a futura rainha durante o voo nupcial (VENTURIERI, 2004; VILLAS BÔAS, 2018).

As rainhas não fecundadas são chamadas de virgens ou princesas e geralmente estão disponíveis nas colônias para uma eventual substituição da rainha em caso de morte; elas também podem migrar para estabelecer uma nova colônia durante a enxameação (WITTER & NUNES-SILVA, 2014).

Um traço distintivo marcante entre as abelhas da subtribo Meliponina é a origem das rainhas. Enquanto abelhas do grupo das Meliponas se caracterizam por não construírem células reais, com todas as rainhas, operárias e machos nascendo e se desenvolvendo até atingirem a maturidade em células de cria de dimensões uniformes, abelhas Não-Meliponas (ou Trigonini) constroem células reais maiores que as demais, nas quais as futuras rainhas emergem (NOGUEIRA- NETO, 1997).

O tempo de desenvolvimento das abelhas nativas é muito variável entre as espécies, totalizando entre 35 a 52 dias, sendo: 5 a 8 dias para eclosão do ovo; 12 a 18 dias de desenvolvimento larval e 18 a 27 dias de amadurecimento da pupa. Depois de sair das células, as abelhas sem ferrão vivem em média 50 a 55 dias. As rainhas, entretanto, depois de serem fecundadas e tornarem-se rainhas poedeiras, vivem em média de 1 a 3 anos (VILLAS BÔAS, 2018).

No Brasil, grande diversidade de espécies é utilizada para a polinização de várias culturas, sendo registradas como visitantes florais de 107 plantios e como polinizadoras de 52. Cultivos como açaí (*Euterpe oleracea*), café (*Coffea arabica*), maçã (*Malus domestica*), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*), maracujá (*Passiflora edulis*), castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*), morango (*Fragaria x ananassa*), e tomate (*Solanum lycopersicum*) são eficientemente polinizados por abelhas sem ferrão (WOLOWSKI et al., 2019).

Além da agricultura, no âmbito florestal, o fluxo polínico promovido durante suas rotas de coleta é fundamental para garantir a reprodução de muitas espécies de plantas nativas, promovendo assim a manutenção dos índices de produção de sementes e a conservação da variabilidade genética (PINHEIRO & SAZIMA, 2007; SCHNELL e SCHÜHLI & MACHADO, 2014).

As abelhas sem ferrão eram as únicas produtoras de mel no Brasil até a introdução da abelha doméstica - *Apis mellifera*, em 1839. Os índios foram os primeiros a utilizar os produtos das abelhas sem ferrão para alimentação, confecção de objetos de caça e na impermeabilização de cestos e outros utensílios feitos de fibras vegetais (WITTER et al., 2014).

Embora produzindo mel em pequenas quantidades, os meliponíneos têm um papel a desempenhar como fornecedores desse produto natural, que se destaca em relação ao mel de *A. mellifera*, sobretudo pela doçura única, sabor diferenciado e aroma marcante. Além disso, ele atrai um público consumidor distinto, o que proporciona a oportunidade de alcançar preços mais elevados no mercado (MARCHINI et al., 1998). A criação racional e manejo de meliponíneos é denominada Meliponicultura, termo introduzido por Nogueira-Neto em 1953, sendo praticada em várias partes do mundo (NOGUEIRA-NETO, 1997).

No Brasil, a Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável da Câmara dos Deputados aprovou em 01 de junho de 2022 o Projeto de Lei 4.429/20, que regula os serviços oriundos da Meliponicultura, incentivando a preservação ambiental e das espécies, além de promover sustentabilidade nos domínios social, cultural e econômico (BRASIL, 2022).

2.2 Abelha Mandaguari Preta: *Scaptotrigona postica*

Com distribuição geográfica neotropical as abelhas *Scaptotrigona postica* são encontradas na Bolívia e Peru, além de registros nas cinco regiões brasileiras. São popularmente conhecidas com canudo, mandaguari, tubi e tubiba (CAMARGO et al., 2013).

Estão entre os representantes mais robustos da subtribo Meliponina, dentro do grupo das Não-Meliponas, com capacidade máxima de voo de 1.600m. O comprimento do corpo é de 5 a 7 mm e podem ser reconhecidas visualmente por possuírem no dorso do abdômen muitas cerdas pretas, longas e espessas, além de plumagem dourada (ARAÚJO et al., 2004; MICHENER, 2007; WITTER et al., 2023).

A determinação de casta nesta espécie de abelha é trófica, mas a alimentação não difere em qualidade, apenas em quantidade. As diferenças alimentares só se tornam efetivas no final da fase larval, principalmente durante a

pupação, quando as larvas rainhas têm a oportunidade de comer mais. Desta forma ocorre a diferenciação dos ovários, entre operárias e rainhas (SANTOS & CRUZ-LANDIM, 2002).

A preferência floral dessas abelhas foi descrita por Da Luz et al. (2019) ao analisar mel e pólen oriundos de colmeias em duas regiões distintas do estado de São Paulo, localizadas em ecossistemas de cerrado e mata atlântica. Os recursos tróficos se concentraram em várias famílias botânicas, tais como Myrtaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Sapindaceae e Solanaceae.

Conforme Macieira & Proni (2004) as operárias de *S. postica* apresentam uma boa capacidade de resistência a altas e baixas temperaturas, observando-se uma maior amplitude na capacidade adaptativa ao frio do que ao calor nos períodos de verão e inverno.

Na análise da eficácia da polinização dessa espécie na região amazônica, Muto et al. (2020) introduziram trinta colônias de *S. postica* em um cultivo de açaí (*Euterpe oleracea*), ampliando assim a atividade polinizadora das plantas frutíferas e constataram um acréscimo notável na produtividade, manifestando-se tanto no aumento das dimensões dos frutos quanto na quantidade de frutos por cacho.

Os produtos obtidos nessas espécies incluem o cerume, o mel, e a própolis, que se revelam como significativos coadjuvantes no combate a microrganismos patogênicos (FEITOSA et al., 2020).

Conforme De Farias et al. (2014) e Araújo et al. (2010), os extratos etanólicos de própolis obtidos das abelhas sem ferrão *S. postica*, reduziram em condições laboratoriais a patologia associada à asma murina e contribuíram de forma significativa na inibição do desenvolvimento do tumor de Ehrlich, uma neoplasia experimental transplantável de origem epitelial maligna.

Semelhantemente ao avaliar a atividade antibacteriana de méis produzidos por *S. bipunctata* e *S. postica* contra cepas bacterianas gram-positivas e gram-negativas, Nishio et al. (2016) demonstraram que os méis naturais dessas espécies possuem ação antimicrobiana *in vitro*, inclusive contra cepas multirresistentes.

2.3 A redução de colônias

A procura de polinização agrícola aumentou em cerca de 1,78% anualmente entre 1989 e 2019 em todo o mundo. Isso representa quase o dobro da taxa de

218 crescimento das colônias de abelhas manejadas, que se manteve em torno de
219 0,95%, ressaltando assim a indisponibilidade de polinizadores gerenciados para
220 atender plenamente a crescente demanda na agricultura em escala global
221 (MASHILINGI et al., 2022).

222 Em várias regiões do mundo, estudos tem documentado as perdas anuais
223 de colônias de abelhas melíferas, enfatizando as dificuldades contínuas dos
224 apicultores em manter a saúde e a sobrevivência geral das colônias. Bruckner et
225 al. (2023), documentaram os resultados de pesquisa nos E.U.A em três anos
226 (2017–18, 2018–19 e 2019–20). Os autores registraram as maiores taxas de perda
227 de colônias no inverno (37,7%) em 2018–2019, enquanto que em 2019 as maiores
228 perdas foram notadas no verão (32,1%).

229 De acordo com Castilhos (2021), no Brasil, entre 2018 e 2019 as perdas de
230 colônias manejadas somaram um total de 27,2%, sendo a maior incidência de
231 perdas registradas durante a primavera e o verão, quando as atividades agrícolas
232 são intensas.

233 A mortalidade e o desaparecimento das abelhas podem ser causados por
234 diversos fatores. Durante a análise e coleta de amostras de pragas e patógenos de
235 113 colmeias no inverno de 2009 em Israel, Soroker et al. (2011) identificaram a
236 presença do fungo *Nosema ceranae* em 35% das colmeias, enquanto o ácaro
237 *Varroa destructor* foi observado em 21% delas, além da identificação de diversos
238 agentes virais.

239 Após perdas inexplicáveis e generalizadas de colônias manejadas nos
240 Estados Unidos, na ausência de uma causa conhecida, o evento foi nominado
241 como "Distúrbio do Colapso das Colônias" ou "Colony Collapse Disorder" (CCD).
242 Os principais fatores que têm sido associados à síndrome são: estresses causados
243 por patógenos, má nutrição, manejo inadequado das colônias, uso de agrotóxicos,
244 e a combinação entre estes fatores (vanENGELSDORP et al., 2009).

246 2.4 Glifosato como herbicida

247 O glifosato (N-[fosfonometil]-glicina), é um agente pós-emergente de amplo
248 espectro, herbicida sistêmico não seletivo, que efetivamente mata ou suprime todos
249 os tipos de plantas, incluindo gramíneas, plantas perenes, vinhas, arbustos e
250 árvores. Quando empregado em concentrações reduzidas, o glifosato desempenha

um papel como regulador do crescimento vegetal e agente dessecante (IARC, 2015).

O mecanismo de ação ocorre através da inibição da enzima 5-enolpiruvilchiquimato-3-fosfato sintase (EPSPs) da via metabólica do ácido chiquímico, impedindo a síntese de determinados aminoácidos essenciais ao crescimento das plantas (STEINRÜCKEN & AMRHEIN, 1980; MALIK et al., 1989).

A via do chiquimato é encontrada apenas em microrganismos e plantas, nunca em vertebrados (HERRMANN & WEAVER, 1999). Visto que não existe um alvo conhecido para o glifosato em animais superiores, a sua toxicidade para humanos e outros animais é fortemente debatida (LACROIX & KURRASCH, 2023).

Em relatório publicado pelo IBAMA (2022), a venda total de produtos formulados em 2022 foi 7% maior em relação ao ano anterior, sendo o glifosato e seus sais o ingrediente ativo mais comercializado no país, com aumento de 13% em relação ao ano de 2021.

Dados semelhantes são registrados na União Europeia, onde a utilização do glifosato se destaca nas culturas agrícolas (WYNN & WEBB, 2022). Todavia, há um debate ativo para renovação da licença de uso expirada no final do ano de 2022 para o próximo quinquênio, levando a comissão responsável pela regulamentação, decidir por uma aprovação temporária do uso do glifosato, válida somente para o ano de 2023 (VON DER LEYEN, 2022).

Esse adiamento na aprovação do uso do herbicida glifosato deve-se principalmente aos recentes estudos que evidenciam o potencial mutagênico e/ou genotóxico da exposição aguda ou crônica ao princípio ativo (BENBROOK et al., 2023; BERNI et al., 2023; MAKRIS et al., 2022; MUÑOZ et al., 2023).

Em contrapartida, no Brasil, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária reavaliou a utilização do glifosato em culturas convencionais, e através de nota técnica decidiu pela manutenção da comercialização do ingrediente ativo. Como forma de regulamentar os níveis máximos de exposição humana ao herbicida, determinou-se que a dose de ingestão diária aceitável (IDA) via água potável e alimentos seja de 0,5 mg/kg de peso corporal/dia (ANVISA, 2020).

2.5 Impactos do glifosato sobre organismos não-alvo

Os cultivos agrícolas brasileiros demandam alto consumo de agrotóxicos, sendo estes de efeitos variáveis, podendo atingir facilmente organismos não alvos, a exemplo de predadores, organismos de solo, polinizadores, bem como aqueles presentes em ecossistemas aquáticos (BELCHIOR et al., 2017).

No solo o glifosato é degradado por microorganismos ao ácido aminometilfosfônico (AMPA), um metabólito que pode se acumular no ambiente (IARC, 2015). Nos mamíferos, o glifosato não é metabolizado eficientemente, sendo excretado principalmente inalterado na urina; no entanto, evidências indicam que o herbicida pode sofrer metabolismo microbiano intestinal em humanos (MOTOJYUKU et al., 2008).

Em um estudo de avaliação da toxicidade do herbicida glifosato e de seu principal metabólito, AMPA, nos estágios iniciais de desenvolvimento do peixe ameaçado de extinção *Steindachneridion melanoderdatum*, Barreto et al. (2023) demonstraram uma notável toxicidade aguda de ambos os compostos para os indivíduos, resultando em mortalidade em ambas as fases, embrionária e larval.

Semelhantemente, Cuhra et al. (2013), relataram que baixos níveis de herbicida à base de glifosato induziram efeitos negativos no invertebrado aquático *Daphnia magna*, tendo-se constatado uma redução significativa no tamanho dos organismos juvenis, em todas as concentrações analisadas, além de efeitos sobre o crescimento e a fertilidade.

No que tange à extensão da contaminação das fontes de água potável, Panis et al. (2022) conduziram uma avaliação da concentração média de agrotóxicos na água (ppb), bem como da população exposta, abrangendo 127 municípios produtores de grãos no estado do Paraná, Brasil. Os resultados revelaram uma correlação substancial entre os herbicidas glifosato-AMPA e diuron e o total de casos de câncer registrados no mesmo período de análise.

A ocupação periférica dos municípios próximos às plantações, propicia um maior grau de exposição à poluição por agrotóxicos, por isso metodologias para criação de indicadores ecológicos do risco de contaminação por agrotóxicos nas cidades próximas às terras agricultáveis estão sendo desenvolvidas. Os resultados mostram que a maioria das cidades apresentam índices altos a muito altos de exposição a agrotóxicos, principalmente devido à proximidade da atividade agrícola

e à falta de cobertura arbórea e zonas tampão (AGOST et al., 2020; OKADA et al., 2020; AGOST et al., 2022).

O Projeto de Lei 6.288/02, veda a pulverização de herbicidas para capina química em áreas urbanas. Essa ação visa inibir o uso indiscriminado e irresponsável de agrotóxicos como o glifosato, procurando impedir a exposição para adultos, crianças, flora e fauna existentes no ambiente urbano (BRASIL, 2002).

Em estudo conduzido por De Souza et al. (2021), resíduos de glifosato foram quantificados em amostras de mel de cinco estados brasileiros. Seis amostras apresentaram níveis do herbicida acima do limite máximo de resíduos permitido pela União Europeia ($0,05 \mu\text{g}/\text{g}^{-1}$). A identificação de resíduos de glifosato coincidiu com as regiões que reportaram elevadas perdas de colônias de abelhas e ao mesmo tempo, uso frequente do princípio ativo na agricultura.

Abraham et al. (2018) e Nocelli et al. (2019), demonstraram em condições experimentais e de semi-campo, respectivamente, que a utilização de herbicidas à base de glifosato têm o potencial de comprometer diretamente a sobrevivência tanto de abelhas nativas como europeias e indiretamente afetar o processo de polinização, especialmente em concentrações superiores às recomendadas, sendo importante restringir o acesso e uso de tais herbicidas a pessoal treinado que cumpra as diretrizes de pulverização.

Semelhantemente, Faita et al. (2023) examinaram, após quatro semanas de exposição das abelhas europeias ao glifosato em condições de campo, a presença do princípio ativo no mel. Além disso, eles observaram uma redução na população de indivíduos adultos e na área de cria, a ausência de uma rainha e a falta de construção de células reais pelas operárias nas colmeias tratadas com o herbicida em comparação com o grupo controle. No grupo controle, as colmeias mantiveram a presença da rainha, uma alta população de adultos e cria, além de estoque de alimentos.

2.6 Ensaios ecotoxicológicos

Atualmente a comunidade científica tem se esforçado para padronizar métodos confiáveis, a fim de avaliar e classificar a toxicidade de poluentes no meio ambiente, possibilitando a diminuição do impacto ambiental. Ensaios de

biotoxicidade são ferramentas úteis para avaliar o impacto de poluentes em diversos ecossistemas, vislumbrando a prevenção de danos à biota (OGA et al., 2014).

Em geral esses testes, nomeados bioensaios, consistem em submeter o organismo a diferentes concentrações do poluente testado, por via oral, dérmica ou peritoneal, por um período de tempo estabelecido, podendo ser classificados de acordo com o tempo de exposição, concentração utilizada e efeitos observados (RIBAS, 2020).

Consideram-se ensaios de toxicidade aguda aqueles que avaliam doses elevadas de contaminantes por um curto período de exposição, variando entre 24 a 96 horas. Os testes agudos detectam os efeitos imediatos, geralmente irreparáveis sendo as respostas normalmente relacionadas a mortalidade ou imobilização (KNIE & LOPES, 2004).

Os testes crônicos permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposição prolongadas a concentrações subletais, ou seja, concentrações que permitam a sobrevivência dos organismos, embora afetem suas funções biológicas (tais como reprodução, crescimento e maturação) (RIBAS, 2020).

É fundamental levar em consideração a limitação dos testes de toxicidade em condições controladas, pois estes podem apresentar variações entre as situações observadas no ambiente de cultivo. Os métodos laboratoriais estabelecidos para simular a exposição ou toxicidade são conduzidos com enfoque nos indivíduos, isso possibilita o estabelecimento de uma ligação ou relação dose-resposta mais clara entre um efeito e um estressor. Os testes de semicampo e campo, por sua vez, são mais realísticos, uma vez que focam na população. Porém, essa mesma vantagem impõe desvantagens, pois é altíssima a complexidade de instalação, condução e análise dos resultados, pelo fato de que não é possível controlar todas as interferências do ambiente (CHAM et al., 2017).

Ao término de um teste de toxicidade, são obtidos diferentes níveis de um efeito tóxico pré-determinado, os quais estão em função das diferentes diluições do agente químico empregadas no experimento. Dessa forma, a curva dose-resposta permite avaliar a resposta da população estudada a partir das concentrações, às

quais 10%, 50%, 90% ou qualquer outra porcentagem da população reage a um determinado efeito (Magalhães e Ferrão Filho, 2008).

Para efeito de estudos, termos como CL₅₀ (concentração letal mediana), e DL₅₀ (dose letal mediana), são comumente empregados, representando respectivamente, a concentração letal e dose letal empregadas para causar morte em 50 % dos animais em um estudo (SISINNO, 2013).

No ambiente terrestre, além de outros organismos (minhocas, por exemplo), as abelhas são importantes bioindicadores. Atualmente, a espécie *Apis mellifera* é utilizada internacionalmente como espécie-teste padrão para produtos químicos, sendo estes autorizados para uso ambiente quando o risco às abelhas (dentre outros organismos) não ocorra ou possa ser mitigado (PINHEIRO et al., 2008).

São escassos os trabalhos que determinam a toxicidade de agrotóxicos para espécies de abelhas sem ferrão, como *Scaptotrigona postica*, não sendo possível comparar a sensibilidade destas aos agrotóxicos. Isso corrobora a necessidade de pesquisa básica sobre abelhas nativas, para diminuir as incertezas quanto ao uso da espécie *A. mellifera* nas avaliações de risco, nos ambientes agrícolas brasileiros, ou até mesmo indicar a necessidade de adicionar novos organismos-teste aos ensaios ecotoxicológicos (PIRES & TOREZANI, 2018).

2.7 Biomarcadores de estresse oxidativo

As espécies reativas do metabolismo do oxigênio (EROs), também chamadas de radicais livres, são encontrados em todos os sistemas biológicos. Em condições fisiológicas do metabolismo celular aeróbio, o O₂ sofre redução tetravalente, resultando na formação de H₂O. Durante esse processo são formados intermediários reativos, como os radicais superóxido (O₂^{·-}), hidroperoxila (HO₂[·]) e hidroxila (OH), e o peróxido de hidrogênio (H₂O₂) (FERREIRA & MATSUBARA, 1997).

Os antioxidantes compõem um sistema de defesa presente nos organismos aeróbicos, e são definidos como qualquer substância que, presente em menores concentrações que as do substrato oxidável, seja capaz de atrasar ou inibir a oxidação deste de maneira eficaz (BARBOSA et al., 2010). Segundo Ghezzi et al. (2016), a condição de estresse oxidativo existe quando a produção de EROs

excede a capacidade dos sistemas antioxidantes (devido a um aumento na geração de EROs ou uma diminuição nos níveis de antioxidantes).

Estes elementos antioxidantes podem ser produzidos pela própria célula por meio de um sistema enzimático, ou obtidos pela dieta em um sistema não enzimático. O equilíbrio entre a produção de espécies reativas do metabolismo do oxigênio e a atuação do sistema antioxidante são diretamente responsáveis pela homeostase oxidativa (Figura 1) (DA SILVA & JASIULIONIS, 2014).

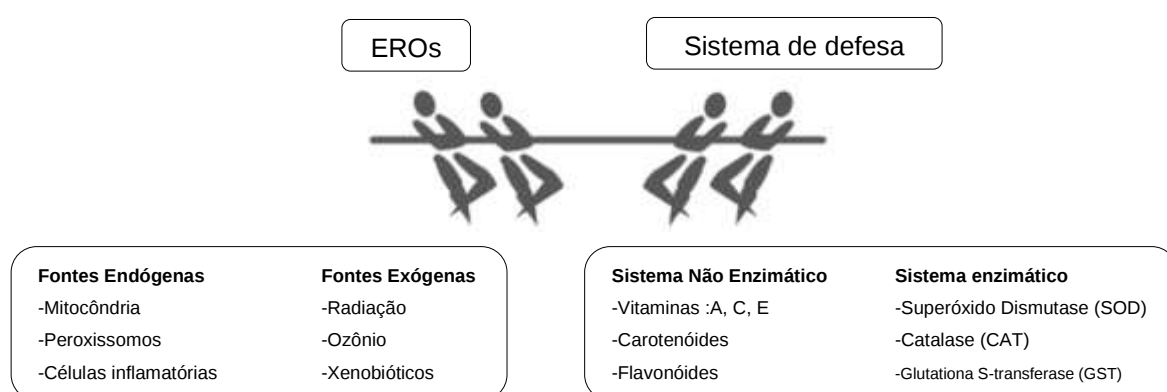


Figura 1: Equilíbrio entre a produção de espécies reativas do metabolismo do oxigênio (EROs) e sistema antioxidante

Fonte: Adaptado de Da Silva e Jasiulionis, 2014

Nesse contexto, Lam & Gray (2003), afirmam que o uso de biomarcadores se revela uma ferramenta eficiente em fornecer um alerta de exposição a doses de substâncias xenobióticas que levam a efeitos biológicos, como o estresse oxidativo. Esses indicadores frequentemente restritos a alterações celulares, bioquímicas, moleculares ou fisiológicas, podem ser aplicados em células, fluidos corporais, tecidos ou órgãos dentro de um organismo.

Em um estudo realizado por Mahé et al. (2021) a utilização de biomarcadores possibilitou a identificação de contaminantes presentes em abelhas melíferas de áreas rurais e urbanas, sendo essa ferramenta fundamental na avaliação de defensivos agrícolas, produtos farmacêuticos e metais pesados.

Entre os principais métodos utilizados como biomarcadores, destaca-se a quantificação da atividade enzimática, uma vez que mensurar o aumento ou a inibição dessa atividade pode indicar algum tipo de resposta ao estresse ambiental, a partir de ensaios realizados *in situ* ou *in vitro* (WEYDERT e CULLEN, 2010; COGO et al., 2009).

A superóxido dismutase (SOD) e a catalase (CAT) atuam no sistema de defesa antioxidante celular, sendo amplamente usadas em células e tecidos

cultivados (PIGEOLET et al., 1990), incluindo homogeneizados teciduais de abelhas (WEIRICH et al., 2002; NIKOLIĆ et.al., 2015; CHAKRABARTI et al., 2015; STAROŇ et al., 2017; CARVALHO et al., 2013).

2.8 Superóxido dismutase (SOD)

A enzima superóxido dismutase (SOD – EC 1.15.1.1), é a principal defesa contra os possíveis danos causados pelo radical livre superóxido (O_2^-), podendo ser encontrada em todos os compartimentos celulares susceptíveis ao estresse oxidativo. A SOD é classificada, de acordo com o seu metal cofator, em quatro isoformas: manganês (MnSOD), ferro (FeSOD), cobre/zinco (Cu/ZnSOD) e o tipo níquel (NiSOD) (FRIDOVICH, 1997).

Durante sua atividade, em meio aquoso, a SOD remove o radical livre O_2^- , catalisando a sua dismutação, produzindo oxigênio e peróxido de hidrogênio, como demonstrado na fórmula: $2O_2^- + 2H^+ = O_2 + H_2O_2$ (FERREIRA & MATSUBARA, 1997). A eliminação do ânion superóxido impede a produção de peroxinitrito e danos celulares adicionais (WANG & ZHANG, 2015).

2.9 Catalase (CAT)

Responsável por oxidar substratos orgânicos, a catalase (CAT– EC 1.11.1.6) é particularmente eficaz nas células dos organismos vivos, atuando na degradação do peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Na presença de altas concentrações de peróxido de hidrogênio, a catalase atua, convertendo-o em água e oxigênio, como ilustrado na fórmula: $2 H_2O_2 \xrightarrow{\text{Catalase}} 2 H_2O + O_2$ (BARREIROS et al., 2006).

Por outro lado, quando a concentração de H_2O_2 é baixa e os doadores de hidrogênio apropriados estão presentes (por exemplo, etanol, metanol), a catalase exibe atividade de peroxidase (ŚCIBIOR & CZECZOT, 2006). CAT é altamente eficiente podendo quebrar milhões de moléculas de peróxido de hidrogênio em um segundo, estando localizada principalmente nos peroxissomos, mas ausente nas mitocôndrias de células de mamíferos (IGHODARO & AKINLOYE, 2017).

As catalases são empregadas para sofrer várias biodegradações assistidas de poluentes tóxicos, como fenóis e seus derivados (cresol, piragalol, guaiacol), agrotóxicos, hidrocarbonetos poliaromáticos, corantes têxteis sintéticos entre

outros, atuando também como marcadores de estresse oxidativo celular em organismos exposto a xenobióticos (TAKIO et al., 2021).

As abelhas, ao forragearem retiram da natureza diversas substâncias como: néctar, pólen, exsudados de plantas, resinas, água e até alimentos roubados de outras colmeias (DA SILVA et al, 2021). Deste modo, os produtos apícolas e as próprias abelhas, são potenciais bioindicadores da presença de contaminantes no ambiente, possibilitando o monitoramento de grandes áreas devido às longas distâncias percorridas na polinização das plantas (OLIVEIRA et al., 2016; NASCIMENTO et al., 2018; ATTAULLAH et al., 2023).

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Avaliar a toxicidade do herbicida glifosato para abelhas *Scaptotrigona postica* e o efeito da concentração letal e subletal sobre parâmetros de estresse oxidativo.

3.2 Objetivos específicos

I. Estabelecer a concentração letal mediana (CL₅₀) e a concentração subletal (CL₁₀) em 48h, por meio da exposição oral ao herbicida glifosato em abelhas *Scaptotrigona postica*;

II. Determinar a resposta da atividade de enzimas antioxidantes - superóxido dismutase e catalase - em abelhas *Scaptotrigona postica* submetidas à concentração letal e subletal do herbicida glifosato em 48h e 120h, respectivamente.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHAM, J. et al. Commercially formulated glyphosate can kill non-target pollinator bees under laboratory conditions. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v.166, n. 8, p. 695-702, 2018.

AGOST, L.; VELÁZQUEZ, G. A., Peri-urban pesticide contamination risk index, **Ecological Indicators**, v. 114, n. 106338, p. 1-11, 2020.

- 514 AGOST, L.; ESTRABOU, C.; AIASSA, D. Use of satellite indicators to monitor the
515 proximity of agro-industrial crops to urban and rural educational establishments over
516 large areas, **Landscape and Urban Planning**, v. 219, n. 104318, p.1-9, 2022.
- 517 AGUIAR, J. M. R. B. V. et al. Como Treinar Sua Abelha: Métodos Aplicados à
518 Biologia Cognitiva da Polinização. **Oecologia Australis**, v. 24, n 24, p. 45-60, 2020.
519
- 520 ALMEIDA, E. A. B. et al. The evolutionary history of bees in time and space. **Current**
521 **Biology**, v. 33, n.16, p.3409-3422, 2023.
- 522 **ANVISA. AGENCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA.** Resolução da
523 diretoria colegiada - RDC nº 441, de 2 de dezembro de 2020. Disponível em:
524 https://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/5344168/RDC_441_2020_.pdf/e6ea1928-7ab3-4712-8b19-f9dbd3c0e46c#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20a%20manuten%C3%A7%C3%A3o%20do,decorrentes%20da%20sua%20reavalia%C3%A7%C3%A3o%20toxicol%C3%B3gica. Acesso em 08 de janeiro de 2024.
525
526
527
528
- 529 ARAÚJO, E.D. et al. Body size and flight distance in stingless bees (Hymenoptera:
530 Meliponini): inference of flight range and possible ecological implications. **Brazilian**
531 **Journal of Biology**. v. 64, n.3, p. 563-568, 2004.
- 532 ARAÚJO, M.J.A.M. et al. Efeito do tratamento com própolis de *Scaptotrigona aff.*
533 *postica* sobre o desenvolvimento do tumor de Ehrlich em camundongos. **Revista**
534 **Brasileira de Farmacognosia**, v 20, n.4, p.580-587, 2010.
- 535 ATTAULLAH, M. et al. Honey as a bioindicator of environmental organochlorine
536 insecticides contamination. **Brazilian Journal of Biology**, v. 83, e250373, p. 1-8,
537 2023.
- 538 BALIEIRA, K.V.B. et al. Imidacloprid-induced oxidative stress in honey bees and the
539 antioxidant action of caffeine. **Apidologie**, v. 49, n.1, p. 562-572, 2018.
- 540 BARBOSA, K. B. F. et al. Estresse oxidativo: conceito, implicações e fatores
541 modulatórios. **Revista De Nutrição**, v. 23, n.4, p. 629-643, 2010.
- 542 BARREIROS, A.L.B.S.; DAVID, J.M.; DAVID, J.P. Estresse oxidativo: relação entre
543 geração de espécies reativas e defesa do organismo. **Química Nova**, v. 29, n.1,
544 p.113-123, 2006.
- 545 BARRETO, L.S. et al. Toxicity of glyphosate and aminomethylphosphonic acid
546 (AMPA) to the early stages of development of *Steindachneridion melanodermatum*,
547 an endangered endemic species of Southern Brazil. **Environmental Toxicology**
548 **and Pharmacology**. v. 102, n. 104234, p. 1- 9, 2023.
- 549 BELCHIOR, D.C.V. et al. Impactos de agrotóxicos sobre o meio ambiente e a saúde
550 humana. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 34, n. 1, p. 135-151,
551 2017.

- 552 BENBROOK, C.; MESNAGE, R.; SAWYER, W. Genotoxicity Assays Published
553 since 2016 Shed New Light on the Oncogenic Potential of Glyphosate-Based
554 Herbicides. **Agrochemicals**, v.2, n 1, p. 47-68, 2023.
- 555 BERNI, I. et al. Exposure of children to glyphosate in Morocco: Urinary levels and
556 predictors of exposure, **Environmental Research**, v. 217, n.114868, p. 1-10, 2023.
- 557 BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei nº 6.288, de 13 de fevereiro de**
558 **2002**. Proíbe a utilização de herbicidas para capina química em áreas urbanas e de
559 agrotóxicos em geral em áreas de proteção de mananciais. Brasília: Câmara dos
560 Deputados, 2002. Disponível em:
561 [https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=4610](https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=46104)
562 4. Acesso em: 06 de fevereiro de 2023.
- 563 BRASIL. Câmara dos Deputados. **Projeto de Lei nº 4.429, de 01 de junho de**
564 **2022**. Dispõe sobre a criação, manejo, o transporte e o comércio de colônias de
565 abelhas nativas sem ferrão, ou de suas partes, e dos produtos, subprodutos e
566 serviços oriundos da Meliponicultura. Brasília: Câmara dos Deputados, 2020.
567 Disponível em:
568 [https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=192742](https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/prop_mostrarintegra?codteor=1927428)
569 8. Acesso em: 07 de fevereiro de 2023.
- 570
- 571 BRUCKNER, S. et al. A national survey of managed honey bee colony losses in the
572 USA: results from the Bee Informed Partnership for 2017–18, 2018–19, and 2019–
573 20, **Journal of Apicultura Research**, v.62, n.3, p.429-443, 2023.
- 574
- 575 CAMARGO, J. M. F.; PEDRO, S. R. M.; MELO, G. A. R. 2013. Meliponini Lepeletier,
576 1836. In MOURE, J.S., URBAN, D.; MELO, G.A.R. (Orgs). **Catalogue of Bees**
577 **(Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region - online version**. Disponível
578 em: <http://www.moure.cria.org.br/catalogue>. Acesso em 06 de fevereiro de 2023.
- 579 CARVALHO, S.M. et al. Enzymatic biomarkers as tools to assess environmental
580 quality: A case study of exposure of the honeybee *Apis mellifera* to insecticides.
581 **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.32, n. 9, p. 2117-2124, 2013.
- 582 CASTILHOS, D.; BERGAMO, G. C.; KASTELIC, J. P. Honey bee colony losses in
583 Brazil in 2018-2019. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**,
584 v. 4, n 4, p. 5017-5041, 2021.
- 585 CELLA, I.; AMANDIO, D.T.T.; FAITA, M.R. **Meliponicultura**. Florianópolis: Epagri,
586 2017. 56p.
- 587 CHAKRABARTI, P. et al. Pesticide-induced oxidative stress in laboratory and field
588 populations of native honey bees along intensive agricultural landscapes in two
589 Eastern Indian states. **Apidologie**, v.46, p.107-129, 2015.
- 590 CHAM, K. de O. et al. **Manual de avaliação de risco ambiental de agrotóxicos**
591 **para abelhas**. Brasília: Ibama/Diqua, 2017. 105 p.

- 592 COGO, A.J.D. et al. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como
593 biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza on line**, v. 7, n. 1, p. 37-42, 2009.
- 594 CUHRA M.; TRAAVIK T.; BØHN T. Clone- and age-dependent toxicity of a
595 glyphosate commercial formulation and its active ingredient in *Daphnia magna*.
596 **Ecotoxicology**, v. 22, n.2, p. 251-262, 2013.
- 597 DA LUZ, C.F.P. et al. Comparative floral preferences in nectar and pollen foraging
598 by *Scaptotrigona postica* (Latreille 1807) in two different biomes in São Paulo
599 (Brazil), **Grana**, v. 58, n.3, p.200-226, 2019.
- 600 DA SILVA, C.T.; JASIULIONIS, M. G. Relação entre estresse oxidativo, alterações
601 epigenéticas e câncer. **Ciência e Cultura**, v.66, p.38-42, 2014.
- 602 DA SILVA, S.J.R. et al. Espécies vegetais utilizadas como pasto apícola por
603 abelhas *Apis mellifera* L. (Hymenoptera, Apidae) em área de savana de Roraima,
604 Brasil, **Boletim do Museu Integrado de Roraima**, v. 14, n.1, p.50-61, 2021.
- 605 DE FARIAS, J.H.C. et al. Effects of Stingless Bee Propolis on Experimental Asthma,
606 **Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine**, v. 2014, n. 951478,
607 p.1-8, 2014.
- 608 DE SOUZA, A.P.F.; RODRIGUES, N.R.; REYES, F.G.R. Glyphosate and
609 aminomethylphosphonic acid (AMPA) residues in Brazilian honey. **Food Additives
610 & Contaminants: Part B Surveill**, v.14, n.1, p.40-47, 2020.
- 611 DORNELIS, A.L.; ROSA, A.S; BLOCHTEIN, B. Toxicity of organophosphorus
612 pesticides to the stingless bees *Scaptotrigona bipunctata* and *Tetragonisca fiebrigi*.
613 **Apidologie**, v. 48, n.5, p. 612-620, 2016.
- 614 ESCAREÑO, F. C. et al. Traditional Knowledge and Potential Use of Stingless Bees
615 (Hymenoptera: Meliponinae) in the Manantlan Sierra, Jalisco, Mexico.
616 **Sociobiology**, v. 66, n 1, p. 120-125, 2019.
- 617
618 FAITA, M. R. et al. (2023). Glyphosate residue in honey and impacts on Africanized
619 beehives under field conditions. **Dataset Reports**, v.1, n. 1, p.1-10, 2023.
- 620
621 **FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 1996.
622 Declaration on World Food Security and World Food Summit Plan of Action. World
623 Food Summit. 13-17. Rome. Disponível em:
624 <https://www.fao.org/3/w3613e/w3613e00.htm>. Acesso em 27 de setembro de 2023.
- 625
626 **FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 2018.
627 Why bees matter Why bees matter? The importance of bees and other pollinators
628 for food and agriculture. Disponível em: <https://www.fao.org/3/i9527en/i9527en.pdf>.
629 Acesso em 06 de setembro de 2023.
- 630 **FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 2021.
631 Pesticides use, pesticides trade and pesticides indicators Global, regional and

- country trends, 1990–2020. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/en/#home>. Acesso em 05 de janeiro de 2023.
- FEITOSA, A. DO N.A. et al. Produtos Apícolas E Saúde Humana: Uma Revisão Integrativa. **Brazilian Journal of Production Engineering**, v. 6, n.7, p.34-44, 2020.
- FERREIRA, A.L.A.; MATSUBARA, L.S. Radicais livres: conceitos, doenças relacionadas, sistema de defesa e estresse oxidativo. **Revista Da Associação Médica Brasileira**, v. 43, n.1, p.61-68, 1997.
- FRIDOVICH, I. Superoxide Anion Radical ($O_2^{\cdot-}$), Superoxide Dismutases, and Related Matters, **Journal of Biological Chemistry**, v. 272, n.30, p. 18515-18517, 1997.
- GHEZZI, P. et al. The oxidative stress theory of disease: levels of evidence and epistemological aspects. **British Journal of Pharmacology**, v.174, n.12, p. 1784–1796, 2016.
- GIANNINI, T.C. et al. The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. **Journal Economic Entomology**, v.108, n.3, p. 849-857, 2015.
- HERRMANN, K.M., WEAVER, L.M. The shikimate pathway. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**. v.50, p.473-503, 1999.
- IARC International Agency for Research on Cancer**. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans- Some organophosphate insecticides and herbicides. v.112, p. 1-464, 2015.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**. Consolidação de dados fornecidos pelas empresas registrantes de produtos técnicos, agrotóxicos e afins, conforme art. 41 do Decreto nº 4.074/2002. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/paineis-de-informacoes-de-agrotoxicos/paineis-de-informacoes-de-agrotoxicos#Painel-comercializacao>. Acesso em 13 de fevereiro de 2023.
- IGHODARO, O.M.; AKINLOYE, O.A. First line defence antioxidants-superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT) and glutathione peroxidase (GPX): Their fundamental role in the entire antioxidant defence grid, **Alexandria Journal of Medicine**, v. 54, n.4, p.287-293, 2017.
- IPBES**. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. In: POTTS, S.G.; IMPERATRIZ-FONSECA, V.L.; NGO, H.T. (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany, 2016. 552 p.
- KLEIN, A.M. et al. **A Polinização Agrícola por Insetos no Brasil: Um Guia para Fazendeiros, Agricultores, Extensionistas, Políticos e Conservacionistas**.

- 671 Albert-Ludwigs University Freiburg: Nature Conservation and Landscape Ecology,
672 2020.
- 673 KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e**
674 **aplicações**. Florianópolis: FATMA / GTZ, 2004.
- 675 LACROIX, R.; KURRASCH, D.M. Glyphosate toxicity: in vivo, in vitro and
676 epidemiological evidence, **Toxicological Sciences**, v.192, n.2, p.131-140, 2023.
- 677 LAM, P.K.S.; GRAY, J.S. The use of biomarkers in environmental monitoring
678 programmes, **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, n.2, p.182-186, 2003.
- 679 MACIEIRA, O.J.D.; PRONI, E.A. Capacidade de resistência a altas e baixas
680 temperaturas em operárias de *Scaptotrigona postica* (Latreille) (Hymenoptera,
681 Apidae) durante os períodos de verão e inverno. **Revista Brasileira De Zoologia**,
682 v. 21, n.4, p. 893-896, 2004.
- 683 MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no
684 biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n.3,
685 p. 355-381, 2008.
- 686 MAHÉ, C.; JUMARIE, C.; BOILY, M. The countryside or the city: Which environment
687 is better for the honeybee? **Environmental Research**, v. 195, n. 110784, p.1-12,
688 2021.
- 689 MAKRIS K.C. et al. Oxidative stress of glyphosate, AMPA and metabolites of
690 pyrethroids and chlorpyrifos pesticides among primary school children in Cyprus,
691 **Environmental Research**, v. 212, n. 113316, p.1-8, 2022.
- 692 MALIK, J.; BARRY, G.; KISHORE, G. The herbicide glyphosate. **BioFactors**, v.2,
693 n.1, p. 17-25,1989.
- 694 MARCHINI, L. C.; CARVALHO, C. A. L. de; ALVES, R. M. O. et al. Características
695 físico-químicas de amostras de méis da abelha urucu (*Melipona scutellaris*). In:
696 CONGRESSO BRASILEIRO DE APICULTURA, 12., Salvador, 1998. Anais.
697 Salvador: Confederação Brasileira de Apicultura, 1998. p.201.
- 698 MASHILINGI et al. Honeybees are far too insufficient to supply optimum pollination
699 services in agricultural systems worldwide. **Agriculture, Ecosystems &**
700 **Environment**, v.335, n. 108003, p. 1-10, 2022.
- 701 MICHENER, C. D. **The bees of the world** 2ª ed., John Hopkins University Press,
702 Baltimore, 2007.
- 703 MOTOJYUKU M. et al. Determination of glyphosate, glyphosate metabolites, and
704 glufosinate in human serum by gas chromatography-mass spectrometry. **Journal**
705 **of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life**
706 **Sciences**, v.875, n.2, p.509-514, 2008.

- 707 MUÑOZ, J.P. et al. Glyphosate mimics 17 β -estradiol effects promoting estrogen
708 receptor alpha activity in breast cancer cells, **Chemosphere**, v. 313, n. 137201, p.
709 1-20, 2023.
- 710 MUTO, N. A. et al. Impact of the introduction of stingless bee colonies
711 (*Scaptotrigona aff. postica*) on the productivity of acai (*Euterpe oleracea*). **Revista**
712 **Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 15, n.3, p.265-273,
713 2020.
- 714 NASCIMENTO, N. D. O. et al. Pollen storage by stingless bees as an environmental
715 marker for metal contamination: spatial and temporal distribution of metal elements.
716 **Sociobiology**, v.65, n.2, p.259-270, 2018.
- 717 NIKOLIĆ, T.V. et al. Environmental effects on superoxide dismutase and catalase
718 activity and expression in honey bee. **Insect Biochemistry and Physiology**, v. 90,
719 n.4, p.181-194, 2015.
- 720 NISHIO, E. et al. Antibacterial synergic effect of honey from two stingless bees:
721 *Scaptotrigona bipunctata* Lepeletier, 1836, and *Scaptotrigona postica* Latreille,
722 1807, **Scientific Reports**, v. 6, n.21641, p.1-8, 2016.
- 723 NOCELLI, R. C. F.; SOARES, S. M. M.; MONQUERO, P. A. Effects of Herbicides
724 on the Survival of the Brazilian Native Bee *Melipona scutellaris* Latreille, 1811
725 (Hymenoptera: Apidae). **Planta Daninha**, v. 37, n. 019220193, p.1-8, 2019.
- 726 NOGUEIRA-NETO, P. **Vida e Criação de Abelhas indígenas sem ferrão**. São
727 Paulo: Editora Nogueirapis, 1997.
- 728 NOGUEIRA, D.S. Overview of Stingless Bees in Brazil (Hymenoptera: Apidae:
729 Meliponini). **EntomoBrasilis**, v. 16, n. 1041, p.1-13, 2023.
- 730 OGA, S.; CAMARGO, M.M.A.; BATISTUZZO, J.A. de O. **Fundamentos de**
731 **toxicologia**. São Paulo, Editora Atheneu, 2014.
- 732 OKADA, E. et al. Glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) are
733 commonly found in urban streams and wetlands of Melbourne, Australia, **Water**
734 **Research**, v.168, n. 115139, p.1-20, 2020.
- 735 OLGUN, T.; DAYIOĞLU, M.; ÖZSOY, N. Pesticide and pathogen induced oxidative
736 stress in honey bees (*Apis mellifera*). **Mellifera**, v.20, n.2, p. 32-52, 2020.
- 737 OLIVEIRA, M.C.; DE SOUZA, V.H.E. Utilização de biomarcadores de estresse
738 oxidativo no monitoramento ambiental. Revista **UNINGÁ**, n.10, 2006.
- 739 OLIVEIRA, F.F. et al. **Guia Ilustrado das Abelhas “Sem-Ferrão” das Reservas**
740 **Amanã e Mamirauá, Brasil (Hymenoptera, Apidae, Meliponini)**, Manaus:Tefé:
741 IDSM, 2013. 267 p.
- 742 OLIVEIRA, R. C. et al. Bee pollen as a bioindicator of environmental pesticide
743 contamination, **Chemosphere**, v.163, n.1, p.525-534, 2016.

- 744 PANIS, C. et al. Widespread pesticide contamination of drinking water and impact
745 on cancer risk in Brazil, **Environment International**, v.165, n.107321, p.1-11, 2022.
- 746 PEDRO, S.R.M. The Stingless Bee Fauna in Brazil (Hymenoptera: Apidae).
747 **Sociobiology**, v. 61, n.4, p.348-354, 2014.
- 748 PERUZZOLO, M.C.; GRANGE, L.; RONQUI, L. Mortalidade de abelhas sem ferrão
749 *Scaptotrigona bipunctata* sob os efeitos dos herbicidas paraquat e diquat. **Arquivos**
750 **de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR**, v. 24, n. 2407, p.1-9, 2021.
- 751 PIGEOLET, E. et al. Glutathione peroxidase, superoxide dismutase, and catalase
752 inactivation by peroxides and oxygen derived free radicals. **Mechanisms of Ageing**
753 **and Development**, v.51, n.3, p.283-297, 1990.
- 754 PINHEIRO, M.; SAZIMA, M. Visitantes Florais e Polinizadores de Seis Espécies
755 Arbóreas de Leguminosae Melitófilas na Mata Atlântica no Sudeste do Brasil.
756 **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n.1, p.447-449, 2007.
- 757 PINHEIRO, S.; DA SILVA, F.M.; GARCIA, M.V.B. Ensaio de Toxicidade Aguda de
758 *Parathion metil* para Abelhas em Condições Tropicais. In: IV JORNADA DE
759 INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA EMBRAPA AMAZÔNIA OCIDENTAL, 58, 2008,
760 Manaus: **Anais** [...] Manaus, Embrapa Amazônia Ocidental, 2008.
- 761 PIRES, C.S.S.; TOREZANI, K.R.S. **Seleção de espécies de abelhas nativas para**
762 **avaliação de risco de agrotóxicos**, Brasília: IBAMA, 2018.
- 763 POSEY, D. A.; CAMARGO, J.M.F. Additional notes on the classification and
764 knowledge of stingless bees (Meliponinae, Apidae, Hymenoptera) by Kayapó
765 indians of Gorotire, Pará, Brazil. **Annals of Carnegie Museum**, v. 54, n. 8, p. 247-
766 274, 1985.
- 767 RIBAS, J.L.C. **Toxicologia**. Curitiba, Editora Contentus, 2020, p.66-76.
- 768 SÁNCHEZ-BAYO, F.; GOKA, K. Pesticide residues and bees - A risk assessment.
769 **PLoS ONE**, v. 9, n.4, p.1-16, 2014.
- 770 SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K.A.G. Worldwide decline of the entomofauna:
771 A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, n.1, p. 8-27, 2019.
- 772 SANTOS T.C.A.; CRUZ-LANDIM C. DA. Determinação das castas em
773 *Scaptotrigona postica* (Latreille) (Hymenoptera, Apidae, Meliponini): diferenciação
774 do ovário. **Revista Brasileira Zoologia**, v.19, n.3, p.703-714, 2002.
- 775 SCHNELL E SCHÜHLI, G.; MACHADO, A.M.B. **Abelhas nativas sem ferrão**
776 **(Meliponini) e serviços de polinização em espécies florestais**. Colombo:
777 Embrapa Florestas, 2014, p.9-24. Disponível em:
778 [https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/121211/1/Doc.-264-](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/121211/1/Doc.-264-Schuhli.pdf)
779 [Schuhli.pdf](https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/121211/1/Doc.-264-Schuhli.pdf). Acesso em 06 de fevereiro de 2023.
- 780 ŚCIBIOR, D.; HANNA CZECHOT, H. Catalase: structure, properties, functions.
781 **Postępy Higieny i Medycyny Doświadczalnej**, v.60, n.1, p.170-180, 2006.

- 782 SHARF, Y.; KHAN, M.A. Dietary tryptophan requirement of fingerling *Channa*
 783 *punctatus* (Bloch) based on growth, hematological parameters, intestinal enzymes,
 784 non-specific immune response, and antioxidant capacity, **Aquaculture**, v. 562, n.
 785 738745, p.1-10, 2023.
- 786 SILVEIRA, F.A.; MELO, G.A.R.; ALMEIDA, E.A.B.; **Abelhas brasileiras:**
 787 **sistemática e identificação**. Belo Horizonte, Depósito Legal na Biblioteca
 788 Nacional, 2002.
- 789 SISINNO, C.L.S.; OLIVEIRA-FILHO, E.C. **Princípios de Toxicologia Ambiental**.
 790 Rio de Janeiro, Editora Interciência, 2013, p.90.
- 791 SOARES, H.M. et al. Toxicity of Imidacloprid to the Stingless Bee *Scaptotrigona*
 792 *postica* Latreille, 1807 (Hymenoptera: Apidae). **Bulletin of Environmental**
 793 **Contamination and Toxicology**, v.94, n.1, p.675-680, 2015.
- 794 SOROKER, V. et al. Evaluation of colony losses in Israel in relation to the incidence
 795 of pathogens and pests. **Apidologie**, v. 42, n.1, p.192-199, 2011.
- 796 SOUZA, B. A. et al. **Munduri (*Melipona asilvai*): a abelha sestrosa**. Cruz das
 797 Almas: Grupo de Pesquisa INSECTA, 2009.
- 798 STAROŇ, M. et al. Formetanate toxicity and changes in antioxidant enzyme system
 799 of *Apis mellifera* larvae. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24,
 800 n.1, p. 14060–14070, 2017.
- 801 STEINRÜCKEN, H.C.; AMRHEIN, N. The herbicide glyphosate is a potent inhibitor
 802 of 5-enolpyruvyl-shikimic acid-3-phosphate synthase. **Biochemical and**
 803 **Biophysical Research Communications**, v.30, n.4, p. 1207-1212, 1980.
- 804 TAKIO, N.; YADAV, M.; YADAV, H.S. Catalase-mediated remediation of
 805 environmental pollutants and potential application – a review, **Biocatalysis and**
 806 **Biotransformation**, v.39, n.6, p. 389-407, 2021.
- 807
 808 TOSI, S. et al. Lethal, sublethal, and combined effects of pesticides on bees: A
 809 meta-analysis and new risk assessment tools, **Science of The Total Environment**,
 810 v. 844, n. 156857, p.1-12, 2022.
- 811
 812 vanENGELSDORP, D. et al. Colony collapse disorder: a descriptive study. **Plos**
 813 **One**, v.4, n.8, p.1-17, 2009.
- 814
 815 VENTURIERI, G.C. **Criação de Abelhas Indígenas sem Ferrão**. Belém: Embrapa
 816 Amazônia Oriental, 2004. 36p.
- 817
 818 VILLAS-BÔAS, J. **Manual Tecnológico de Aproveitamento Integral dos**
 819 **Produtos das Abelhas Nativas Sem Ferrão**. Brasília – DF. Instituto Sociedade,
 820 População e Natureza (ISPN), 2018. 212p.
- 821 VON DER LEYEN, U. Regulamento de Execução (UE) 2022/2364 da Comissão, de
 822 2 de dezembro de 2022, que altera o Regulamento de Execução (UE) n.º 540/2011

- 823 **Jornal Oficial da União Europeia.** Bruxelas, 02 de dezembro de 2022, p. 99-100.
824 Disponível em: https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2022/2364/oj. Acesso em 06
825 de fevereiro de 2023.
- 826 WANG, F.; ZHANG, Y.Q. Chapter Eight - Bioconjugation of Silk Fibroin
827 Nanoparticles with Enzyme and Peptide and Their Characterization. **Advances in**
828 **Protein Chemistry and Structural Biology**, v. 98, n.1, p.263-291, 2015.
- 829 WEIRICH, G.F.; COLLINS, A.M.; WILLIAMS, V.P. Antioxidant enzymes in the honey
830 bee, *Apis mellifera*. **Apidologie**, v.33, n.1, p.3-14, 2002.
- 831 WEYDERT, C.; CULLEN, J. Measurement of superoxide dismutase, catalase and
832 glutathione peroxidase in cultured cells and tissue. **Nature Protocols**, v.5, n.1, p.51-
833 56, 2010.
- 834 WITTER, S.; SILVA, P.N.; BLOCHTEIN, B. et al. **As abelhas e a agricultura.** Porto
835 Alegre: EdiPUCRS, 2014, 143p.
- 836 WITTER, S.; NUNES-SILVA, P. **Manual de boas práticas para o manejo e**
837 **conservação de abelhas nativas (meliponíneos).** Porto Alegre: Fundação
838 Zoobotânica do Rio Grande do Sul, 2014. 141p.
- 839 WITTER, S. et al. **Guia de reconhecimento de abelhas sem ferrão do Rio**
840 **Grande do Sul.** Porto Alegre: SEAPI/DDPA, 2023. 123 p.
- 841 WOLOWSKI, M.; AGOSTINI, K.; RECH, A.R. **Relatório temático sobre**
842 **polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil.** São Carlos, SP:
843 Editora Cubo, 2019, p. 13-24. Disponível em: [https://www.bpb.es.net/wp-](https://www.bpb.es.net/wp-content/uploads/2019/03/BPBES_CompletoPolinizacao-2.pdf)
844 [content/uploads/2019/03/BPBES_CompletoPolinizacao-2.pdf](https://www.bpb.es.net/wp-content/uploads/2019/03/BPBES_CompletoPolinizacao-2.pdf). Acesso em 10 de
845 fevereiro de 2023.
- 846 WYNN, S.; WEBB, E. Impact assessment of the loss of glyphosate within the EU: a
847 literature review. **Environmental Sciences Europe**, v. 34, n.1, p.1-10, 2022.
- 848
- 849
- 850
- 851
- 852
- 853
- 854
- 855
- 856

CAPÍTULO II

Toxicidade do glifosato para abelhas nativas *Scaptotrigona postica*

Mikaelle de Oliveira Castilho¹, Polyana Mayume Pereira da Silva², Alda Izabel de Souza³, Rodrigo Zaluski⁴

1. ORCID: 0000-0002-8460-2070, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Avenida Senador Felinto Muller, 2443, CEP: 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil.

E-mail: mikl_veterinaria@hotmail.com

2. ORCID: 0000-0001-5884-5143, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Avenida Senador Felinto Muller, 2443, CEP: 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil

3. ORCID: 0000-0002-8256-826X, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Avenida Senador Felinto Muller, 2443, CEP: 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil

4. ORCID: 0000-0002-8372-6047, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Avenida Senador Felinto Muller, 2443, CEP: 79070-900, Campo Grande, MS, Brasil

Resumo

As abelhas são importantes indicadores da biodiversidade e saúde geral dos ecossistemas. Todavia esses polinizadores sofrem declínios significativos, impulsionados pela perda e fragmentação de habitats, intensificação das práticas agrícolas e alterações climáticas. O glifosato, agrotóxico mais comercializado mundialmente, é usado em diversas práticas agrícolas, resultando na exposição de diversos organismos não alvo, incluindo abelhas. Neste estudo, objetiva-se avaliar a toxicidade do herbicida glifosato em abelhas da espécie *Scaptotrigona postica* por meio da determinação da concentração letal mediana oral (CL₅₀) e da concentração subletal (CL₁₀) em testes de 48h de exposição. Além de avaliar o efeito da concentração letal (CL₅₀) e subletal (CL₁₀) sobre a atividade enzimática da superóxido dismutase (SOD) e da catalase (CAT), em tempos de 48h e 120 horas, respectivamente. A CL₅₀ encontrada em 48 horas foi de 7,41 µg i.a./µL dieta e a CL₁₀ de 0,70 µg i.a./ µL dieta. A atividade enzimática de SOD e CAT nas abelhas não diferiram estatisticamente em relação ao grupo controle nos tempos e doses estabelecidos. Os dados deste estudo mostram que a CL₅₀ de glifosato para *S. postica* se encontra dentro da concentração recomendada em bula para pulverização em lavouras, ressaltando a importância da avaliação de toxicidade desse herbicida em abelhas nativas. Além disto, infere-se que as enzimas SOD e catalase não foram bons marcadores para o estresse oxidativo nessa espécie.

Palavras Chave: organofosforado, concentração letal mediana, estresse oxidativo.

Declaração de conflito de interesses

Os autores do artigo afirmam que não se encontram em situações de conflito de interesse que possam influenciar o desenvolvimento do trabalho, tais como emissão de pareceres, propostas de financiamento, promoções ou participação em comitês consultivos ou diretivos, participação em periódicos patrocinados, assim como qualquer relação financeira ou de outra natureza com pessoas ou organizações que possam influenciar o trabalho de forma inapropriada.

Introdução

No cenário global, as plantas e as abelhas sofrem declínios significativos, impulsionados principalmente pela perda e fragmentação de habitats, intensificação das práticas agrícolas e alterações climáticas (Sihag 2023; Torresani et al. 2023). Esses insetos são importantes indicadores da biodiversidade e saúde geral dos ecossistemas pois fornecem um serviço fundamental para muitas culturas - a polinização das flores (Cao et al. 2023; Miñarro et al. 2023;).

A intensificação dos plantios resulta em uso mais amplo de defensivos químicos, que incluem herbicidas, inseticidas e fungicidas. O glifosato (N- [fosfometil] glicina) é o ingrediente ativo em vários herbicidas comerciais para controle não seletivo de ervas daninhas (Baer & Marcel 2014). O seu uso tem crescido nas últimas décadas, sendo atualmente o herbicida mais utilizado no mundo (Benbrook 2016). O persistente emprego de produtos herbicidas contendo glifosato tem como resultado o incremento da exposição para uma variedade de organismos não alvo, tanto em ambientes aquáticos quanto terrestres (Kanissery et al. 2019; Rodrigues et al. 2019).

No contexto da apicultura brasileira, a espécie introduzida *Apis mellifera* prevalece, sendo frequentemente a escolha inicial na avaliação das características tóxicas de agrotóxicos, seguindo protocolos estabelecidos pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 1998, 2013 e 2017). No entanto, é importante notar que entre os anos de 2015 e 2023, 59 novas espécies de abelhas sem ferrão foram documentadas na região Neotropical, das quais 16 foram registradas no Brasil (Nogueira 2023).

Em ensaios de toxicidade, os testes agudos (24 a 96 horas), detectam os efeitos imediatos em exposição a concentrações letais, sendo as respostas normalmente relacionadas a mortalidade ou imobilização (KNIE & LOPES, 2004). Como definição, o termo CL₅₀ (concentração letal mediana) representa a concentração letal empregada para causar morte em 50 % dos animais em um estudo (SISINNO, 2013).

Já os testes crônicos permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos sob condições de exposição prolongadas a concentrações subletais, ou seja, concentrações que permitam a sobrevivência dos organismos, embora afetem suas funções biológicas (tais como reprodução, crescimento e maturação) (RIBAS, 2020).

Segundo revisão meta analítica realizada por Battisti et al. (2021) as diferentes formulações a base de glifosato demonstraram afetar negativamente a sobrevivência, desenvolvimento e comportamento tanto de abelhas sem ferrão, quanto de abelhas europeias, mesmo quando utilizadas nas doses e concentrações recomendadas pelo fabricante.

Em estudo conduzido por De Souza et al. (2021) foi constatada a presença de resíduos de glifosato no mel proveniente de regiões brasileiras com altas taxas de perda de colônias e que concomitantemente utilizam a pulverização frequente de agrotóxicos nas plantações de soja, inferindo assim o consumo desse herbicida em doses não letais pelas abelhas. Castelli et al. (2021) observaram que a exposição de abelhas *A. mellifera* a doses subletais de glifosato, resulta em alterações significativas na microbiota intestinal desses insetos, o que, por sua vez, tem um impacto direto em sua sobrevivência.

Ao examinar os efeitos adversos do inseticida dimetoato em abelhas sem ferrão e europeias, Dorigo et al. (2019) relataram que a concentração letal média (CL₅₀) necessária para causar mortalidade de 50% da população de larvas de *Melipona scutellaris* era 320 vezes menor que a requerida para atingir o mesmo efeito em larvas de *Apis mellifera*, indicando assim a importância da padronização dos testes para abelhas, dadas as variações em sua biologia.

O emprego de biomarcadores, como a mensuração da atividade enzimática, desempenha um papel importante na avaliação de produtos defensivos utilizados na agricultura. Aferir o aumento ou a inibição da atividade enzimática pode indicar respostas a situações de estresse ambiental, por meio de experimentos tanto *in situ* quanto *in vitro* (Cogo et al. 2009; Weydert & Cullen 2010).

As enzimas superóxido dismutase (SOD) e catalase (CAT) atuam no sistema de defesa antioxidante celular, sendo amplamente usadas em células e tecidos cultivados (Pigeolet et al. 1990), incluindo homogeneizados teciduais de abelhas (Weirich et al. 2002; Nikolić et al. 2015; Chakrabarti et al. 2015; Staroň et al. 2017; Carvalho et al. 2013).

Em pesquisa conduzida por Tavares et al. (2023), a atividade antioxidante foi mensurada frente aos efeitos de exposição a três defensivos amplamente utilizados na agricultura - imidacloprida, glifosato e piraclostrobina - em abelhas nativas - *Melipona scutellaris* e *Scaptotrigona postica* - bem como na abelha africanizada *Apis mellifera*. A resposta ao estresse oxidativo variou significativamente entre as três espécies de abelhas, conforme indicado pela divergência na expressão das enzimas testadas.

Dados sobre a exposição crônica a doses subletais de herbicidas em abelhas nativas são escassos, os poucos estudos disponíveis avaliaram os efeitos tóxicos de inseticidas e acaricidas nessas espécies (Piovesan et al. 2020; Padilha et al. 2018).

A expressiva representatividade dos meliponíneos, tanto no Brasil quanto no mundo, e sua importância ecológica na promoção de práticas agrícolas sustentáveis, conforme ressaltado por Mashilingi et al. (2022), justifica uma investigação mais aprofundada sobre a sensibilidade desses insetos aos defensivos agrícolas (Pires & Torezani 2018).

Devido às demandas atuais, esta pesquisa tem como objetivo avaliar a toxicidade do herbicida glifosato para abelhas nativas *Scaptotrigona postica* e investigar o efeito das concentrações letal e subletal sobre parâmetros de estresse oxidativo.

Materiais e Métodos

Local do Experimento

O projeto foi desenvolvido no Meliponário da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul (Protocolo SISGEN A978DAB/2023) (Anexo A), localizado no município de Campo Grande MS, cujas coordenadas geográficas são: 20°30'31.25"S, 54°37'15.02"W, com clima tipo Am (clima tropical de monção) de acordo com a classificação de Köppen e altitude média de 592 metros.

Determinação da Concentração Letal Mediana via Oral

Foram utilizadas neste estudo abelhas adultas de *Scaptotrigona postica*, provenientes de cinco colônias não parentais de tamanho médio que se encontravam em condições fisiológicas normais, livres de doenças, com cria em todos os estágios de desenvolvimento e rainha jovem em postura. As coletas foram realizadas no período matutino entre outubro e dezembro de 2022, com auxílio de uma garrafa plástica instalada na entrada das colônias.

Após a captura, as abelhas foram transportadas para o laboratório, anestesiadas em freezer à -2°C por 30 segundos, sendo então acondicionadas em caixas plásticas de 250 mL (9,5 × 11,5 × 2,5 cm), dotadas de orifícios para ventilação e equipadas com microtubos fenestrados para suprimento de água e alimento (Fig.1). A fim de minimizar o estresse ocasionado pelo confinamento, as abelhas permaneceram em adaptação por um período de 15 horas antes do início do fornecimento do agrotóxico, recebendo água e xarope de sacarose (1:1) *ad libitum*.



Figura 1. Abelhas *S.postica* em caixas plásticas para serem expostas ao herbicida

Fonte: Elaborado pelo autor

A metodologia empregada para determinação da CL_{50} via ingestão seguiu as diretrizes da OECD (2017) e de Medrzycki et al. (2013), com algumas adaptações. Para determinação das concentrações apropriadas para os testes de toxicidade, ensaios preliminares com glifosato (Roundup Original DI® 445 g i.a./L, concentrado solúvel,) foram realizados, utilizando cinco diluições de fator 4 da solução estoque ($1\mu\text{g i.a.}/\mu\text{L}$ água). As concentrações escolhidas foram de: 0,0625; 0,25; 1,0; 4,0 e $16\mu\text{g i.a.}/\mu\text{L}$ água.

A partir do conhecimento das concentrações responsivas nos testes preliminares, na segunda etapa do experimento, uma série de seis concentrações (com fator não excedente a 2) foram estipuladas, sendo essas de: 0,5; 1,0; 2,0; 4,0; 8,0 e $16\mu\text{g i.a.}/\mu\text{L}$ dieta. Cada grupo experimental recebeu uma das concentrações *ad libitum* diluídas em xarope de sacarose, fornecida em microtubo fenestrado tipo eppendorf de 1,5 ml, preenchido com algodão embebido na solução contaminada, durante 48 horas.

Para cada concentração foram utilizados 10 indivíduos e os testes realizados em triplicata, totalizando 21 unidades experimentais e 210 abelhas. O grupo controle recebeu apenas água e xarope de sacarose livre de glifosato.

As abelhas foram mantidas em estufa de demanda bioquímica de oxigênio (BOD) a $30^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ e umidade relativa de $70\% \pm 5\%$, protegidas da luz, em condições semelhantes às da colmeia. A mortalidade foi observada e contabilizada a cada 12 horas, quando houve também reposição do alimento para os grupos. Abelhas que permaneceram imóveis por um período superior a 15 segundos foram consideradas mortas.

Análise da Atividade Antioxidante

Amostragem

Para análise da atividade das enzimas superóxido dismutase e catalase, um novo experimento foi realizado. O método de coleta, transporte, acondicionamento, adaptação e fornecimento de alimento às abelhas seguiram os mesmos protocolos adotados para a determinação da concentração letal mediana via oral.

As concentrações administradas foram aquelas previamente determinadas nos testes de toxicidade oral aguda, nomeadamente, a CL₅₀ (concentração letal mediana) fornecida por um período de 48 horas e a CL₁₀ (concentração subletal), fornecida por um período de 120 horas. O grupo controle foi alimentado exclusivamente com água e xarope de sacarose livre de glifosato. Para cada concentração testada, foram utilizadas 10 indivíduos e os testes realizados em quintuplicata, totalizando 15 unidades experimentais e 150 abelhas.

Durante o experimento, nos grupos testes e controle a oferta de água e alimento foi constante, com reposição a cada 12 horas. Abelhas que morreram durante esse intervalo foram removidas e excluídas das análises. Após a conclusão do período de exposição estipulado para cada grupo, as abelhas foram congeladas (-80°C) até a realização dos testes enzimáticos.

Ensaio Enzimático

A metodologia empregada para a extração das enzimas seguiu o protocolo descrito por Farder-Gomes et al. (2021), com o cuidado de manter a temperatura das amostras a um máximo de 8°C. Os macerados provenientes do abdômen, cabeça, asas e membros de cada unidade experimental (10 abelhas), foram diluídos em 1 mL de solução tampão fosfatada (4°C a 8°C).

Na sequência, o homogeneizado resultante foi submetido a centrifugação em 10.000 g por um período de 10 minutos, utilizando uma centrífuga refrigerada a 4°C, sendo o sobrenadante resultante usado nos testes.

Na avaliação da atividade da SOD, foi empregado o kit Superoxide Dismutase Colorimetric Activity Kit (Invitrogen, ThermoFisher Scientific®), o qual permite a medição de todos os tipos de atividade dessa enzima, abrangendo as formas Cu/Zn, Mn e FeSOD. As amostras diluídas foram misturadas com um substrato, seguido pela adição do reagente contendo xantina oxidase, sendo então incubadas à temperatura ambiente durante um período de 20 minutos. A leitura da intensidade da coloração gerada foi posteriormente realizada utilizando um leitor de microplacas, com a leitura feita no comprimento de onda de 450 nm.

Para avaliação da atividade da CAT, empregou-se o kit Amplex Red Catalase Assay Kit (Invitrogen, ThermoFisher Scientific®). No decorrer do ensaio, as amostras contendo catalase inicialmente reagem com o peróxido de hidrogênio (H₂O₂), resultando na produção de água e oxigênio. Posteriormente, o reagente denominado Amplex Red reage com

qualquer H_2O_2 não consumido na presença de peroxidase de rábano, dando origem a um produto de oxidação altamente fluorescente, conhecido como resorufina. A quantificação da coloração gerada foi conduzida mediante a utilização de um leitor de microplacas, com a leitura efetuada a um comprimento de onda de 560 nm.

Análise estatística

Para a determinação da CL_{50} por ingestão, procedeu-se à contagem do número de abelhas mortas, sendo esses dados submetidos a análise Probit do tipo dose resposta, utilizando o software LdP Line®. A partir do modelo matemático obtido, foram calculados igualmente os valores da CL_{10} . Além disso, para a comparação das variáveis referentes à atividade enzimática nas exposições letal e subletal foi empregado o teste de análise de variância (ANOVA).

Resultados e Discussão

Concentração Letal Mediana

Considerando a mortalidade de *S. postica* por ingestão, foi notado um efeito significativo na interação entre a concentração do princípio ativo e a morte dos indivíduos (Fig. 2). O ensaio foi validado segundo normas da OECD (2017), com limite de confiança de 95% e mortalidade do grupo controle inferior a 10%.

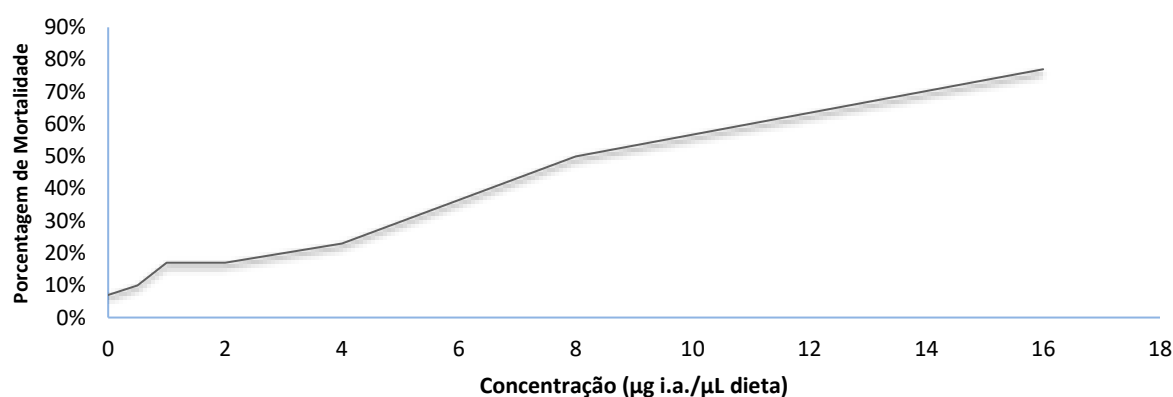


Fig. 2: Toxicidade oral do herbicida glifosato para indivíduos adultos de *S. postica* após 48 h de exposição a diferentes doses.

Fonte: Elaborado pelo autor

A partir dos dados de mortalidade das abelhas em 48h de exposição, os valores para concentração letal mediana (CL_{50}) e concentração subletal (CL_{10}) foram determinados (Tabela 1).

1110 **Tabela 1:** Concentrações orais ($\mu\text{g i.a./}\mu\text{L}$ dieta) de glifosato necessárias para mortalidade de 50% e
 1111 10% de abelhas *S. postica* após 48 h de exposição.

Tempo de Exposição	CL ₅₀ $\mu\text{g i.a./}\mu\text{L}$ dieta (95%) I.C.	CL ₁₀ $\mu\text{g i.a./}\mu\text{L}$ dieta (95%) I.C.
48 h	7,41	0,70

1112 I.C. Intervalo de confiança.

1113
 1114 A análise dos resultados com base na CL₅₀ é independente da quantidade de alimento
 1115 consumida por cada abelha, ao contrário da DL₅₀, que se fundamenta em estimativas do
 1116 consumo por indivíduo, presumindo que todas as abelhas ingiram quantidades idênticas em
 1117 um período específico (Stevenson,1978).Trabalhos recentes têm empregado o cálculo da
 1118 concentração letal mediana em estudos toxicológicos para abelhas nativas (Piovesan et al.
 1119 2020; Al Naggar et al. 2022; Lourencetti et al. 2023).

1120 De acordo com Thompson et al. (2022), abelhas transitam indiscriminadamente entre
 1121 plantas que foram submetidas ao tratamento com glifosato e aquelas que não foram. Isso as
 1122 coloca em risco de exposição, tanto por via tópica como por via oral, ao coletar recursos
 1123 florais das plantas. Segundo os autores, resíduos de glifosato podem permanecer disponíveis
 1124 no pólen por no mínimo 70 horas após aplicação.

1125 A recomendação para pulverização do glifosato está condicionada ao estágio de
 1126 desenvolvimento da planta infestante, com preferência para pulverização próximo ao início
 1127 da floração, podendo a dose variar entre 240 e 1.920 g de ingrediente ativo para cada 100
 1128 litros de água (Amarante Junior et al. 2002).

1129 A CL₅₀ encontrada no presente trabalho para *S. postica* de 7,41 $\mu\text{g i.a./}\mu\text{L}$ em 48
 1130 horas, equivale a dose de campo do herbicida recomendada para o controle de várias ervas
 1131 daninhas em plantios de milho e soja. Para diversas culturas a dose recomendada na
 1132 aplicação é superior a 740 g de ingrediente ativo para 100 litros de água, aproximando-se
 1133 dos valores de CL₅₀ estabelecidos nesse trabalho, demonstrando assim alto risco de
 1134 toxicidade do glifosato para essa abelha nativa.

1135 No estudo conduzido por Gomes et al. (2023), ao investigar a dose de campo de 1.750
 1136 g de ingrediente ativo de glifosato para 100 litros de água, por meio de exposição oral em
 1137 abelhas nativas *Melipona capixaba*, foi observado um índice de mortalidade de 90% após
 1138 24 horas, ao equivalente de 17,8 $\mu\text{g i.a./}\mu\text{L}$ de xarope contaminado com o herbicida.
 1139 Comparado aos resultados obtidos para *S. postica*, observa-se que abelhas nativas podem
 1140 apresentar diferentes sensibilidades ao produto, devendo-se considerar também que a

variação na dose utilizada em campo e as condições ambientais podem interferir na mortalidade.

Devido aos escassos trabalhos analisando a toxicidade do glifosato a abelhas do gênero *Scaptotrigona*, torna-se difícil a análise paralela das pesquisas, visto que, na espécie mais utilizada em testes de toxicidade- *Apis mellifera* - os valores são calculados em dose letal mediana (DL₅₀: µg ia/abelha), diferentemente do cálculo do presente estudo (CL₅₀:µg i.a./µL dieta).

Na análise comparativa dos resultados de toxicidade do nosso estudo e os valores encontrados por Wesonga et al. (2023) para abelhas *Apis mellifera*, cuja DL₅₀ foi de 229,5 µg i.a/abelha, nossos resultados demonstraram ser até 30 vezes menores, o que pode inferir uma maior sensibilidade das abelhas sem ferrão ao glifosato. De acordo com resultados de Lourencetti et al. (2023), a influência da massa corporal e do metabolismo estão estreitamente relacionados com a variação na tolerância de abelhas nativas a agrotóxicos, podendo esta apresentar variação entre as espécies.

Segundo revisão realizada por Battisti et al. (2023), a exposição aguda e crônica de larvas e adultos de abelhas sociais e solitárias ao glifosato e suas formulações, pode desencadear alterações na expressão gênica, funcionamento enzimático, metabolismo oxidativo, além de diversos efeitos no desenvolvimento corporal desses insetos. Todavia, as publicações que avaliam a toxicidade do glifosato em abelhas não *Apis* são limitadas.

No presente estudo, *S. postica* foi mais tolerante ao herbicida glifosato por ingestão quando comparado a outros estudos onde os inseticidas foram avaliados em espécies do gênero *Scaptotrigona*. Inseticidas como clorpirifós, fosmete e imidacloprid apresentaram uma CL₅₀ entre 0,011 e 0,024 µg i.a./µL em 48h (Dorneles et al. 2017, Soares et al. 2015), em contraste com o valor de 7,41 µg i.a./µL deste trabalho. A elevada sensibilidade de organismos não alvo aos inseticidas organofosforados e neonicotinoides pode ser atribuída à forma como esses ingredientes ativos agem no sistema nervoso central dos insetos. Esse processo resulta em danos irreversíveis nas sinapses nervosas, levando a um desfecho fatal de maneira mais rápida (Gomes et al. 2023).

Atualmente a liberação do uso e registro de agrotóxicos emprega dados de CL₅₀ e DL₅₀, utilizando a espécie *A. mellifera* como modelo de referência, todavia é importante considerar que espécies nativas como *S. postica* apresentam maior sensibilidade a moléculas amplamente utilizadas como o glifosato.

Testes enzimáticos

Durante a segunda fase do experimento, a concentração letal mediana e a concentração subletal do glifosato foram empregadas para mensurar a atividade das enzimas SOD e CAT. Os níveis de atividade enzimática nas abelhas *S. postica* não apresentaram diferenças estatísticas significantes quando comparados ao grupo controle nos intervalos de tempo e concentrações estabelecidas (Tabelas 2 e 3).

Tabela 2: Efeito da concentração letal mediana CL₅₀ (7,41 µg/µL) na atividade das enzimas SOD e CAT (µg/µL) em macerados de abelhas *S. postica* após 48 horas de ensaio.

	Controle	CL ₅₀ (7,41 µg/µL)
SOD	0,043±0 ^A	0,043±0 ^A
CAT	0,164±0,001 ^B	0,163±0,0006 ^B

Valores apresentados como média e desvio padrão. Letras iguais indicam valores sem diferença significativa pelo teste ANOVA (p>0,05).

Tabela 3: Efeito da concentração subletal CL₁₀ (0,70 µg/µL) na atividade das enzimas SOD e CAT (µg/µL) em macerados de abelhas *S. postica* após 120 horas de ensaio.

	Controle	CL ₁₀ (0,70 µg/µL)
SOD	0,043±0 ^A	0,045±0,004 ^A
CAT	0,164±0,001 ^B	0,164±0,001 ^B

Valores apresentados como média e desvio padrão. Letras iguais indicam valores sem diferença significativa pelo teste ANOVA (p>0,05).

Enzimas antioxidantes desempenham um papel importante na regulação do nível de espécies reativas do oxigênio e são produzidos pelas células em resposta ao estresse. As enzimas SOD e CAT constituem o principal sistema de proteção dos organismos contra o estresse oxidativo (Prezenská et al. 2019).

A resposta enzimática em sistemas antioxidantes após exposição a herbicidas, com foco em abelhas do gênero *Scaptotrigona* até onde sabemos, são inexistentes. O padrão de resultados da resposta enzimática aplicada a CL₅₀ do presente estudo assemelha-se ao trabalho conduzido por Motta et al. (2023) onde abelhas nativas *Partamona helleri* foram expostas à CL₅₀ do piretroide lambda-cialotrina. Após 48 horas de bioensaio não houveram diferenças significativas nos resultados das atividades de SOD e CAT em comparação ao grupo controle.

Com o mesmo objetivo, Pal et al. (2022) investigaram o dano oxidativo em abelhas europeias por meio da análise de enzimas antioxidantes. Os animais foram expostos por 16 dias a vários agrotóxicos em concentrações subletais, incluindo o glifosato. Em relação as

enzimas SOD e CAT, não foram observadas diferenças significativas na atividade enzimática nos tecidos intestinais em comparação ao grupo controle.

De acordo com Kodrík et al. (2015), a regulação da secreção de enzimas antioxidantes em insetos está condicionada a regulação por neurohormônios adipocinéticos, os quais desencadeiam reações de defesa e são responsáveis pela manutenção da homeostase nesses indivíduos. No entanto, os mecanismos relacionados a esses eventos permanecem obscuros, sendo provavelmente específicos da espécie e/ou acompanhado por outros fatores concomitantes.

Em uma revisão realizada por Gong & Diao (2017), foi destacado que as abelhas possuem mecanismos de desintoxicação complexos, envolvendo diversos genes e vias metabólicas. No entanto, abelhas melíferas possuem uma quantidade limitada de genes relacionados à desintoxicação, tornando-as suscetíveis a agrotóxicos, especialmente quando expostas a combinações destes em ambientes reais.

O perfil de expressão gênica e o metabolismo oxidativo foi avaliado em larvas de abelhas *A. mellifera* expostas a dose subletal de glifosato em exposição crônica (120 h). Os autores observaram que embora 29% das larvas fossem assintomáticas no grupo exposto, elas apresentaram alterações transcricionais em vários genes, principalmente ligados à resposta defensiva, mesmo na ausência de sintomas observáveis (Vázquez et al. 2020).

Pesquisas sobre o sequenciamento de abelhas sem ferrão estão em desenvolvimento; sendo relatado até o momento dados do genoma de somente duas espécies de abelhas nativas, entre todas da tripo Meliponini, sendo elas *Frieseomelitta varia* e *Melipona quadrifasciata* (Freitas et al. 2020). A sequência genômica da abelha *S. postica* começa a ser realizada, entretanto há diversas lacunas no conhecimento de genes de interesse que permitam entender a tradução de proteínas em um ambiente contaminado com agrotóxicos (Stella 2023).

Farder-Gomes et al. (2021) também realizaram exposições baseadas na CL₅₀, porém utilizando o inseticida fipronil. Os efeitos agudos sobre a atividade enzimática de abelhas *P. helleri* foram medidos após 24h de bioensaio. Em relação à SOD não houve diferença entre o grupo controle e o grupo tratado com o inseticida, entretanto houve uma diminuição importante na atividade da catalase e um aumento na atividade da GST.

Em estudo recente realizado por Pons et al. (2023), resultados contraditórios foram relatados em relação à resposta antioxidante da SOD e CAT em *A. mellifera*. Os autores descreveram que após exposição subletal de curto prazo ao herbicida - 48 horas - houve um

aumento significativo nas atividades da SOD e CAT, bem como um aumento de genes relacionados a resposta antioxidantes após 2 horas de exposição ao glifosato.

Da mesma forma, na exposição crônica por 10 dias de abelhas nativas *Bombus terrestris* ao glifosato em doses subletais, Tang et al. (2023), observaram aumento expressivo na atividade da enzima SOD e das enzimas polifenoloxidasas, entretanto não houve aumento relativo à enzima GST nos tecidos corporais mistos dos indivíduos.

A comparação de perfis de resposta ao estresse oxidativo, considerando diferentes espécies de abelhas é complexa, sugerindo a existência de mecanismos que podem mudar entre espécies, tempos de exposição e tipo de agrotóxico empregado. Enzimas como a glutathione S-transferase (GST) que desempenha importante papel na desintoxicação de abelhas a agrotóxicos (Moural 2023), podem ter tido alterações não avaliadas no presente trabalho.

Conclusão

Os dados deste estudo mostram que a CL₅₀ de glifosato para *S. postica* se encontra dentro da concentração recomendada em bula para pulverização em lavouras, ressaltando a importância da avaliação de toxicidade desse herbicida em abelhas nativas. Além disto, infere-se que as enzimas SOD e catalase não foram bons marcadores para o estresse oxidativo nessa espécie. Estudos futuros para melhor compreensão do papel das enzimas sobre a atividade antioxidante de abelhas expostas a agrotóxicos são sugeridos, visto que os processos de desintoxicação podem sofrer variações entre as diferentes espécies.

Referências

Al Naggar Y, Estrella-Maldonado H, Paxton RJ et al (2022). The Insecticide Imidacloprid Decreases *Nannotrigona* Stingless Bee Survival and Food Consumption and Modulates the Expression of Detoxification and Immune-Related Genes. *Insects* 13: 972. <https://doi.org/10.3390/insects13110972>.

Amarante Junior OP, Santos TCR, Brito NM et al (2002). Glifosato: propriedades, toxicidade, usos e legislação. *Química Nova* 25:589–593. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422002000400014>.

Baer KN, Marcel BJ (2014) Glyphosate. *Encyclopedia of Toxicology*, 3^a ed. pp 767-769, ISBN 9780123864550. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00148-2>.

Battisti L, Potrich M, Sampaio AR et al (2021) Is glyphosate toxic to bees? A meta-analytical review. *Science of The Total Environment* 767:145397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145397>.

- 1282 Battisti L, Potrich M, Lozano E R et al (2023) Review on the sublethal effects of pure and
1283 formulated glyphosate on bees: Emphasis on social bees. *Journal of Applied Entomology*
1284 147:1–18. <https://doi.org/10.1111/jen.13089>.
- 1285 Benbrook CM (2016) Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally.
1286 *Environmental Sciences Europe* 28:3. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0070-0>.
- 1287 Cao Z, He G, Mu S et al (2023) Effects of Bee Density and Hive Distribution on Pollination
1288 Efficiency for Greenhouse Strawberries: A Simulation Study. *Agronomy* 13:731.
1289 <https://doi.org/10.3390/agronomy13030731>.
- 1290 Carvalho SM; Belzunces LP; Carvalho GA et al (2013) Enzymatic biomarkers as tools to
1291 assess environmental quality: A case study of exposure of the honeybee *Apis mellifera* to
1292 insecticides. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32: 2117-2124.
1293 <https://doi.org/10.1002/etc.2288>.
- 1294 Castelli L, Balbuena S, Branchiccela B et al (2021) Impact of Chronic Exposure to Sublethal
1295 Doses of Glyphosate on Honey Bee Immunity, Gut Microbiota and Infection by Pathogens.
1296 *Microorganisms* 9:845. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9040845>.
- 1297 Chakrabarti P; Rana S; Sarkar S et al (2015) Pesticide-induced oxidative stress in laboratory
1298 and field populations of native honey bees along intensive agricultural landscapes in two
1299 Eastern Indian states. *Apidologie* 46:107-129. <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0308-z>.
- 1300 Cogo AJD, Siqueira AF, Ramos AC et al (2009) Utilização de enzimas do estresse oxidativo
1301 como biomarcadoras de impactos ambientais. *Natureza on line* 7: 37-42.
- 1302 De Souza APF, Rodrigues NR, Reyes FGR (2021) Glyphosate and aminomethylphosphonic
1303 acid (AMPA) residues in Brazilian honey. *Food Additives & Contaminants: Part B*
1304 *Surveillance* 14:40-47. <https://doi.org/10.1080/19393210.2020.1855676>.
- 1305 Dorigo AS, Rosa-Fontana AdS, Soares-Lima HM, et al (2019) In vitro larval rearing
1306 protocol for the stingless bee species *Melipona scutellaris* for toxicological studies. *PLOS*
1307 *ONE* 14:1-17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213109>.
- 1308 Dorneles AL, Rosa AS, Blochtein B (2017) Toxicity of organophosphorus pesticides to the
1309 stingless bees *Scaptotrigona bipunctata* and *Tetragonisca fiebrigi*. *Apidologie* 48: 612-
1310 <https://doi.org/10.1007/s13592-017-0502-x>.
- 1311 Farder-Gomes CF, Fernandes KM, Bernardes RC et al (2021) Harmful effects of fipronil
1312 exposure on the behavior and brain of the stingless bee *Partamona helleri* Friese
1313 (Hymenoptera: Meliponini). *Science of the Total Environment* 794:148678. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148678>.
- 1315 Freitas FCP, Lourenço AP, Nunes FMF et al (2020) The nuclear and mitochondrial genomes
1316 of *Frieseomelitta varia* – a highly eusocial stingless bee (Meliponini) with a permanently
1317 sterile worker caste. *BMC Genomics* 21:386. <https://doi.org/10.1186/s12864-020-06784-8>.
- 1318 Gomes IN, Gontijo LM, Lima MAP et al (2023) The survival and flight capacity of
1319 commercial honeybees and endangered stingless bees are impaired by common
1320 agrochemicals. *Ecotoxicology* 32: 937–947. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02699-8>.

- 1321 Gong Y, Diao Q (2017) Current knowledge of detoxification mechanisms of xenobiotic in
1322 honey bees. *Ecotoxicology* 26:1-12. [https://doi: 10.1007/s10646-016-1742-7](https://doi.org/10.1007/s10646-016-1742-7).
- 1323 Kanissery R, Gairhe B, Kadyampakeni D, et al (2019) Glyphosate: Its Environmental
1324 Persistence and Impact on Crop Health and Nutrition. *Plants Basel* 8:499. [https://doi:](https://doi.org/10.3390/plants8110499)
1325 [10.3390/plants8110499](https://doi.org/10.3390/plants8110499).
- 1326 Kodr k D, Bedn řov  A, Zemanov  M, et al (2015) Hormonal Regulation of Response to
1327 Oxidative Stress in Insects-An Update. *International Journal of Molecular Sciences*
1328 16:25788-25816. [https://doi: 10.3390/ijms161025788](https://doi.org/10.3390/ijms161025788).
- 1329 Knie JLW, Lopes EWB. *Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplica  es*.
1330 Florianópolis: FATMA / GTZ, 2004.
- 1331 Lourencetti APS, Azevedo P, Miotelo L, et al (2023) Surrogate species in pesticide risk
1332 assessments: Toxicological data of three stingless bees species. *Environmental Pollution*
1333 318:120842. [https://doi: 10.1016/j.envpol.2022.120842](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120842).
- 1334 Mashilingi SK, Zhang H, Garibaldi LA et al (2022) Honeybees are far too insufficient to
1335 supply optimum pollination services in agricultural systems worldwide. *Agriculture,*
1336 *Ecosystems & Environment* 335: 108003. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108003>.
- 1337 Medrzycki P, Giffard H, Aupinel P (2013) Standard methods for toxicology research in *Apis*
1338 *mellifera*. *Journal of Apicultural Research* 52: 1-60, [https://doi:10.3896/IBRA.1.52.4.14](https://doi.org/10.3896/IBRA.1.52.4.14).
- 1339 Mi narro M, García D, Rosa-García R (2023) Pollination of exotic fruit crops depends more
1340 on extant pollinators and landscape structure than on local management of domestic bees.
1341 *Agriculture, Ecosystems & Environment* 347:108387
1342 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108387>.
- 1343 Motta JVO, Carneiro LS, Martínez LC et al (2023) Midgut Cell Damage and Oxidative
1344 Stress in *Partamona helleri* (Hymenoptera: Apidae) Workers Caused by the Insecticide
1345 Lambda-Cyhalothrin. *Antioxidants (Basel)*. 12:1510. [https://doi: 10.3390/antiox12081510](https://doi.org/10.3390/antiox12081510).
- 1346 Moural TW, Koirala BK, Bhattarai G (2023) Contribution of the delta-class glutathione S-
1347 transferase to agrochemical adaptation in *Apis mellifera*. *bioRxiv* 549922: 1-26.
1348 <https://doi.org/10.1101/2023.07.20.549922>.
- 1349 Nikoli  TV; Pura  J, Or   S et al (2015) Environmental effects on superoxide dismutase
1350 and catalase activity and expression in honey bee. *Insect Biochemistry and Physiology*
1351 90:181-194. [https://doi:10.1002/arch.21253](https://doi.org/10.1002/arch.21253).
- 1352 Nogueira DS. (2023) Overview of Stingless Bees in Brazil (Hymenoptera: Apidae:
1353 Meliponini). *EntomoBrasilis* 16:1-13. <https://doi.org/10.12741/entomobrasilis.v16.e1041>.
- 1354 OECD, Guidelines for the testing of chemicals, section 2, effects on biotic systems.
1355 Honeybees, Acute Oral Toxicity Test, n.213, sep. 1998.
- 1356 OECD, Guidelines for the testing of chemicals, section 2, effects on biotic systems. Honey
1357 bee (*Apis mellifera*) larval toxicity test, single exposure, n.237, jul. 2013.

- 1358 OECD, Guidelines for the testing of chemicals, section 2, effects on biotic systems. Honey
1359 Bee (*Apis mellifera* L.), Chronic Oral Toxicity Test (10-Day Feeding), n.237, oct. 2017.
- 1360 Padilha AC, Piovesan B., Morais MC (2018) *Plebeia emerina* (Fries) (Hymenoptera:
1361 Apidae), como outras abelhas sem ferrão, é um importante polinizador de plantas nativas e
1362 cultivadas no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENTOMOLOGIA, 27.;
1363 CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE ENTOMOLOGIA, 10., 2018, Gramado, RS.
1364 Saúde, ambiente e agricultura: Anais. Santo Antônio de Goiás: SEB: UFSM, 2018. v. 2.
1365 resumo. p. 1295.
- 1366 Pal E, Almasri H, Paris L. et al (2022) Toxicity of the Pesticides Imidacloprid,
1367 Difenoconazole and Glyphosate Alone and in Binary and Ternary Mixtures to Winter Honey
1368 Bees: Effects on Survival and Antioxidative Defenses. *Toxics* 10:104. [https:// doi: 10.3390/toxics10030104](https://doi.org/10.3390/toxics10030104).
- 1370 Pigeolet E, Corbisier P, Houbion A et al (1990) Glutathione peroxidase, superoxide
1371 dismutase, and catalase inactivation by peroxides and oxygen derived free radicals.
1372 *Mechanisms of Ageing and Development* 51: 283-297. [https://doi.org/10.1016/0047-](https://doi.org/10.1016/0047-6374(90)90078-T)
1373 [6374\(90\)90078-T](https://doi.org/10.1016/0047-6374(90)90078-T).
- 1374 Piovesan B, Padilha AC, Morais MC et al (2020) Effects of insecticides used in strawberries
1375 on stingless bees *Melipona quadrifasciata* and *Tetragonisca fiebrigi* (Hymenoptera:
1376 Apidae). *Environmental Science and Pollution Research* 27: 42472–42480
1377 <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10191-7>.
- 1378 Pires CSS, Torezani KRS (2018) Seleção de espécies de abelhas nativas para avaliação de
1379 risco de agrotóxicos, Brasília: IBAMA.
- 1380 Pons, DG, Herrera, C, Torrens-Mas M et al (2023) Sublethal doses of glyphosate modulates
1381 mitochondria and oxidative stress in honeybees by direct feeding. *Archives of Insect.*
1382 *Biochemistry and Physiology* 114:1-14. <https://doi.org/10.1002/arch.22028Pr>.
- 1383 Prezenská M, Sobeková, Sabová L (2019) Antioxidant enzymes of honeybee larvae exposed
1384 to oxamyl. *Folia Veterinaria* 63: 9-14. [https:// doi: 10.2478/fv-2019-0032](https://doi.org/10.2478/fv-2019-0032).
- 1385 Ribas JLC. Toxicologia. Curitiba, Editora Contentus, 2020, p.66-76.
- 1386 Rodrigues LB, Costa GG, Thá EL et al (2019) Impact of the glyphosate-based commercial
1387 herbicide, its components and its metabolite AMPA on non-target aquatic organisms.
1388 *Mutation Research/Genetic. Toxicology and Environmental Mutagenesis* 842: 94-101,
1389 <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2019.05.002>.
- 1390 Sihag RC (2023) Two native andrenid bee pollinators face severe population declines in the
1391 semi-arid environments of Northwest India. *EUREKA: Life Sciences* 5: 25-34.
1392 <https://doi.org/10.21303/2504-5695.2023.003032>.
- 1393 Sisinnio CLS, Oliveira-Filho EC. Princípios de Toxicologia Ambiental. Rio de Janeiro,
1394 Editora Interciência, 2013, p.90.
- 1395 Soares HM, Jacob CR, Carvalho SM et al (2015) Toxicity of Imidacloprid to the Stingless
1396 Bee *Scaptotrigona postica* Latreille, 1807 (Hymenoptera: Apidae). *Bulletin of*

- 1397 Environmental Contamination and Toxicology 94: 675-680. [https://doi: 10.1007/s00128-](https://doi.org/10.1007/s00128-015-1488-6)
1398 015-1488-6.
- 1399 Staroň M; Sabo R; Sobeková A et al (2017) Formetanate toxicity and changes in antioxidant
1400 enzyme system of *Apis mellifera* larvae. Environmental Science and Pollution Research
1401 24:14060–14070. [https://doi:10.1007/s11356-017-8966-9](https://doi.org/10.1007/s11356-017-8966-9).
- 1402 Stella AA, Montagem e anotação do genoma de *Scaptotrigona postica*, uma importante
1403 abelha nativa sem ferrão [Dissertação de Mestrado] USP / Escola Superior de Agricultura
1404 Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2023.
- 1405 Stevenson JH (1978) The acute toxicity of unformulated pesticides to worker honey bees
1406 (*Apis mellifera* L.). Plant Pathology 27: 38-40. [doi:10.1111/j.1365- 3059. 1978.tb01070.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-3059.1978.tb01070.x).
- 1407 Tang QH, Li WL, Wang JP et al (2023) Effects of spinetoram and glyphosate on
1408 physiological biomarkers and gut microbes in *Bombus terrestris*. Frontiers in Physiology
1409 13:1-10. [https://doi: 10.3389/fphys.2022.1054742](https://doi.org/10.3389/fphys.2022.1054742).
- 1410 Tavares D, Grela T, Dorigo A. et al (2023) Imidacloprid, Glyphosate and Pyraclostrobin
1411 Alone or in a Mixture Induce Differential Toxicity and Modulation of Biomarkers in Honey
1412 Bees and Stingless Bees. SSRN 1:1-28. <http://doi.org/10.2139/ssrn.4522803>.
- 1413 Thompson LJ, Smith S, Stout JC et al (2022) Bumblebees can be Exposed to the Herbicide
1414 Glyphosate when Foraging. Environmental Toxicology and Chemistry 41: 2603-2612.
1415 [https:// doi: 10.1002/etc.5442](https://doi.org/10.1002/etc.5442).
- 1416 Torresani M, Kleijn D, De Vries JPR et al (2023) A novel approach for surveying flowers
1417 as a proxy for bee pollinators using drone images. Ecological Indicators 149:110123.
1418 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110123>.
- 1419 Vázquez DE, Latorre-Estivalis JM, Ons S et al (2020) Chronic exposure to glyphosate
1420 induces transcriptional changes in honey bee larva: A toxicogenomic study. Environmental
1421 Pollution 261:114148. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114148>.
- 1422 Wesonga ZM, Bargul JL, Paredes JC et al (2023) Impact of acute oral exposure to paraquat
1423 and glyphosate on food consumption and survival rates of the African honeybee *Apis*
1424 *mellifera scutellata* Lepeletier (Hymenoptera: Apidae). International Journal of Tropical
1425 Insect Science 43:1513–1521. <https://doi.org/10.1007/s42690-023-01064-w>.
- 1426 Weirich GF, Collins AM, Williams VP (2002). Antioxidant enzymes in the honey bee, *Apis*
1427 *mellifera*. Apidologie 33:3-14. [https://doi: 10.1051/apido:2001001](https://doi.org/10.1051/apido:2001001).
- 1428 Weydert C, Cullen J (2010) Measurement of superoxide dismutase, catalase and glutathione
1429 peroxidase in cultured cells and tissue. Nature Protocols 5:51-66. [https://doi:](https://doi.org/10.1038/nprot.2009.197)
1430 10.1038/nprot.2009.197.
- 1431
- 1432
- 1433

5. CONSIDERAÇÕES GERAIS

A análise de risco do glifosato para abelhas nativas *S. postica* conduzida neste experimento, evidencia uma alta sensibilidade desses polinizadores ao herbicida. Destaca-se que este é o primeiro estudo a relatar dados sobre a concentração letal mediana para essa espécie. O estudo demonstra também que *A. mellifera* não representa o único modelo para as avaliações de toxicidade exigidas para a autorização do uso de agrotóxicos

Além disso, os dados aqui apresentados evidenciam que é necessário aprofundar o conhecimento dos sistemas metabólicos que desempenham papéis nos processos de desintoxicação de agrotóxicos nesses insetos. Esse aprimoramento contribuirá não apenas para uma avaliação mais abrangente dos riscos associados ao uso do glifosato, mas também para o desenvolvimento de estratégias de conservação desses polinizadores.

Diante dos prejuízos da aplicação de glifosato durante o período de floração, torna-se importante a implementação de práticas de manejo integrado de pragas como estratégia para preservar a apifauna. Além disso, a adoção de novas tecnologias para o controle de ervas daninhas, que minimizem ou eliminem a necessidade de herbicidas, representa uma abordagem positiva para promover a coexistência entre agricultura e biodiversidade.

6. IMPACTO ECONÔMICO, SOCIAL, TECNOLÓGICO E/OU INOVAÇÃO

A análise de risco ecológico de agrotóxicos sobre abelhas nativas fornece *insights* sobre os potenciais prejuízos na produção agrícola associados à diminuição de polinizadores. Isso não apenas afeta os agricultores em termos de rendimentos e custos, mas também influencia os preços dos alimentos e a sustentabilidade da agricultura.

A redução das populações de polinizadores nativos pode prejudicar as comunidades locais que dependem da agricultura como meio de subsistência. Agricultores familiares, em particular, podem enfrentar desafios econômicos e sociais devido à diminuição da produtividade de suas colheitas. Portanto, a análise de risco ecológico não apenas resguarda a biodiversidade, mas também desempenha um papel efetivo na manutenção da estabilidade econômica e social em comunidades agrícolas.



Ministério do Meio Ambiente
CONSELHO DE GESTÃO DO PATRIMÔNIO GENÉTICO

SISTEMA NACIONAL DE GESTÃO DO PATRIMÔNIO GENÉTICO E DO CONHECIMENTO TRADICIONAL ASSOCIADO

Comprovante de Cadastro de Acesso

Cadastro nº A978DAB

A atividade de acesso ao Patrimônio Genético, nos termos abaixo resumida, foi cadastrada no SisGen, em atendimento ao previsto na Lei nº 13.123/2015 e seus regulamentos.

Número do cadastro: **A978DAB**
Usuário: **UFMS**
CPF/CNPJ: **15.461.510/0001-33**
Objeto do Acesso: **Patrimônio Genético**
Finalidade do Acesso: **Pesquisa**

Espécie

Scaptotrigona postica

Título da Atividade: **Determinação da Toxicidade aguda (DL50) em abelhas Scaptotrigona postica exposta a agrotóxicos**

Equipe

Alda Izabel de Souza **UFMS**
Mikaelle de Oliveira Castilho **UFMS**

Data do Cadastro: **01/03/2023 10:40:46**
Situação do Cadastro: **Concluído**

Conselho de Gestão do Patrimônio Genético
Situação cadastral conforme consulta ao SisGen em **10:41** de **01/03/2023**.



SISTEMA NACIONAL DE GESTÃO
DO PATRIMÔNIO GENÉTICO
E DO CONHECIMENTO TRADICIONAL
ASSOCIADO - **SISGEN**