

Organizadores:
Carlos Frederico de Souza Castro
Fernanda dos Santos Farnese
Suzana Maria Loures de Oliveira Marcionilio

DESENVOLVIMENTO AGROQUÍMICO E SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL



INSTITUTO FEDERAL
Goiano



FAPEG
Fundação de Amparo à Pesquisa
do Estado de Goiás





SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

DESENVOLVIMENTO AGROQUÍMICO E SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

Desenvolvimento Agroquímico e Sustentabilidade Ambiental - 2023
© Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – IF Goiano

ISBN: 978-65-87469-42-3

Elias de Pádua Monteiro

Reitor do IF Goiano

Alan Carlos da Costa

Pró-reitor de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação

Iraci Balbina Gonçalves Silva

Assessora Especial do Núcleo Estruturante da Política de Inovação (NEPI)

Conselho Editorial

Portaria nº 1160/REI/IFGOIANO, de 17 de março de 2022

Ana Paula Silva Siqueira

Matias Noll

Antônio Evami Cavalcante Sousa

Júlio César Ferreira

Ítalo José Bastos Guimarães

Flávia Gouveia de Oliveira

Rosenilde Nogueira Paniago

Natália Carvalhães de Oliveira

Luiza Ferreira Rezende de Medeiros

Maria Luiza Batista Bretas

Paulo Alberto da Silva Sales

Elis Dener Lima Alves

Diego Pinheiro Alencar

Mariana Buranelo Egea

Raiane Ferreira Miranda

Édio Damásio da Silva Júnior

Bruno de Oliveira Costa Couto

Priscila Jane Romano Gonçalves Selari

Gustavo Lopes Ferreira

Tatianne Silva Santos

Lidia Maria dos Santos Morais

Johnathan Pereira Alves Diniz

Equipe do Núcleo da Editora IF Goiano

Sarah Suzane Bertolli

Coordenadora do Núcleo da Editora

Lidia Maria dos Santos Morais

Assessora Editorial

Johnathan Pereira Alves Diniz

Assessor Técnico

Tatianne Silva Santos

Assessora Gráfica

Revisão textual:

Bárbara Cardoso (Coelum Editorial)

Projeto gráfico e diagramação:

Varnei Rodrigues (Propagare Comercial Ltda.)

Bibliotecário responsável:

Johnathan Pereira Alves Diniz

Design de capa e capitulares:

Cibele Beatris Pfleger



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Organizadores:

Carlos Frederico de Souza Castro
Fernanda dos Santos Farnese
Suzana Maria Loures de Oliveira Marcionilio

DESENVOLVIMENTO
AGROQUÍMICO E
SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

1ª Edição
Editora IF Goiano
2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas (SIBI) – Instituto Federal Goiano

D451

Desenvolvimento agroquímico e sustentabilidade ambiental
/ Organizadores: Carlos Frederico de Souza Castro; Fernanda dos Santos
Farnese; Suzana Maria Loures de Oliveira Marcionilio. – 2. ed. ampl.
Goianésia, GO: IF Goiano, 2023.

128 p., il.: color.

ISBN (e-book): 978-65-87469-42-3

1. Ciências Agrárias. 2. Ciências ambientais. 3. Química e interdisciplinaridade.
I. Castro, Carlos Frederico de Souza. II. Farnese, Fernanda dos Santos.
III. Marcionilio, Suzana maria Loures de Oliveira.. IV. Instituto Federal Goiano.

CDU: 63:54

AGRADECIMENTOS

Os autores e os organizadores agradecem à FAPEG/CAPES pelas bolsas de mestrado concedidas. Também agradecem aos recursos que foram cedidos via PROAP IF Goiano 2020 e 2021, para apoio financeiro aos projetos científicos e ao e-book.

SUMARIO

Introdução	8
Capítulo 1 Técnicas de formação de nanoemulsões e nanopartículas lipídicas e poliméricas	11
Capítulo 2 Ácido giberélico: uma alternativa para a agricultura sustentável	22
Capítulo 3 Potencial de nanopartículas de óxido de zinco na fitorremediação de atrazina e o uso de planárias como ferramenta de biomonitoramento	34
Capítulo 4 Avaliação dos impactos ambientais por meio do biomonitoramento – uma revisão	55
Capítulo 5 Diversidade de matéria-prima para a produção e as aplicações de fertilizantes organominerais	71
Capítulo 6 Aspectos ambientais sobre o uso de dejetos animais na agricultura ...	91
Capítulo 7 Influência do ciclo circadiano na composição química e no teor de óleos essenciais	105
Sobre os Organizadores	124

INTRODUÇÃO

A Agroquímica é uma ciência que se situa na interface entre Ciências Agrárias e Química, visando ao desenvolvimento e à aplicação de metodologias e técnicas químicas para o estudo do potencial de substâncias de origem natural – apresentando, por esse motivo, importância econômica para a agricultura, para o meio ambiente e para o homem. Envolve, ainda, o estudo de problemas ambientais associados à poluição e à contaminação por químicos de origens diversas.

A presente obra é composta por sete capítulos que englobam as áreas de Tecnologia de Nanopartículas, Ecotoxicologia, Química Tecnológica e Ciências Agrárias. Cada capítulo reflete o trabalho de dissertação de mestrandos do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, e conta com o apoio da Fundação de Apoio à Pesquisa de Goiás (FAPEG), via edital 18/2020 FAPEG/CAPES, o qual selecionou o projeto do Instituto Federal Goiano intitulado *Fortalecimento dos PPGSS Emergentes do IF Goiano visando o desenvolvimento agrônomo em um contexto de sustentabilidade ambiental no cerrado por meio de inovações tecnológicas*.

O desenvolvimento dos três primeiros capítulos teve como foco a definição, a obtenção, a estabilidade e as aplicações de nanopartículas. Por isso, nesses capítulos, optou-se por uma abordagem geral a respeito das nanopartículas, suas sínteses associadas e aplicações. Desse modo, no primeiro capítulo, buscou-se descrever a definição, a aplicação e as formulações das nanopartículas. No segundo capítulo, por sua vez, discorreu-se sobre a eficácia do Ácido Giberélico (AG3) quando associado ao encapsulamento e ao desenvolvimento de nanopartículas no uso agrícola. Por último, no terceiro capítulo, associou-se o estudo das nanopartículas de óxido de zinco com o processo de fitorremediação, ressaltando a fitorremediação do herbicida atrazina e o uso de planárias como ferramentas de biomonitoramento de toxicidade

Estudos voltados para o contexto agrônomo sustentável foram abordados nos capítulos subsequentes. Nesse sentido, no quarto capítulo, analisou-se o estudo das planárias de água doce e das macrófitas como bioindicadores de toxicidade ambiental, além de dispor sobre as vantagens

quanto à utilização de tais organismos, em virtude da facilidade para mantê-los e reproduzi-los, assim como por sua sensibilidade em detectar poluentes. No quinto capítulo, houve a apresentação do estudo da produção e aplicação dos organominerais, visando à reciclagem e à redução nos impactos ambientais. O sexto capítulo expôs uma interessante elucidação sobre o potencial poluidor de dejetos de animais que são utilizados como fertilizantes na agricultura, apontando a necessidade de um uso criterioso para maximizar os benefícios à agricultura e, ao mesmo tempo, minimizar os danos.

No último capítulo, por fim, discorreu-se sobre a questão dos óleos essenciais, importantes metabólitos produzidos pelas plantas que têm aplicações em diversos setores da sociedade, como a indústria farmacêutica e o agronegócio, e sobre como esses compostos são influenciados pelo ciclo circadiano.

Todo o conhecimento e a experiência dos profissionais vinculados ao PPGAq são demonstrados nos sete capítulos desta obra a partir de revisão bibliográfica e discussões da expertise do grupo de pesquisadores e estudantes bolsistas da Chamada 18/2020 FAPEG, os quais compõem a autoria dos capítulos. Esperamos que este e-book possa intensificar as pesquisas voltadas a essas temáticas, trazendo mais estudantes, pesquisadores e entusiastas, e possa ser um estímulo para a busca de novas tecnologias para as áreas multidisciplinares, como Química, Ciências Agrárias e Tecnologia de Inovação.

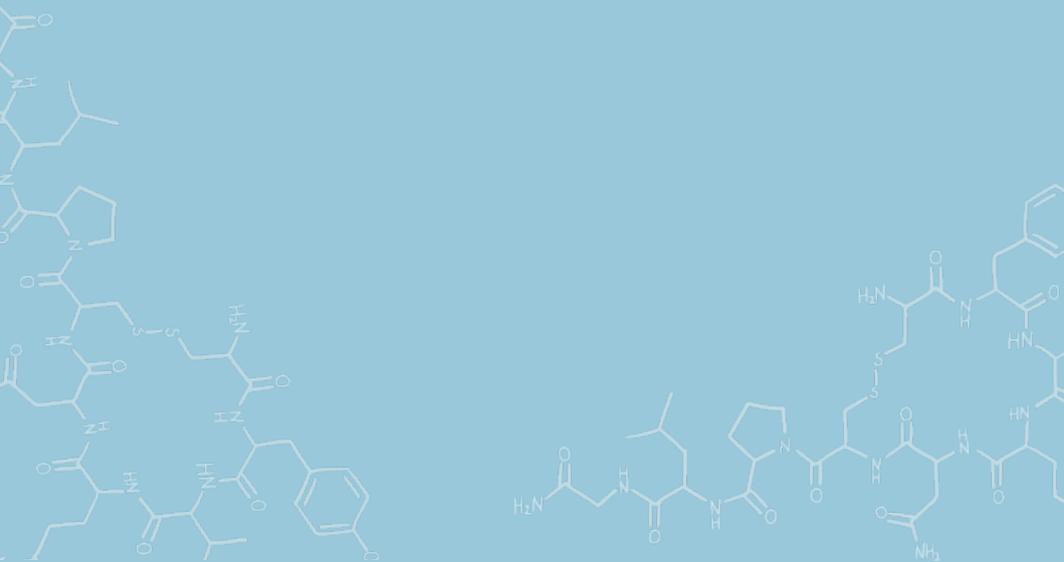
Boa leitura!

Os organizadores



CAPÍTULO 1

TÉCNICAS DE FORMAÇÃO DE NANOEMULSÕES E NANOPARTÍCULAS LIPÍDICAS E POLIMÉRICAS



TÉCNICAS DE FORMAÇÃO DE NANOEMULSÕES E NANOPARTÍCULAS LIPÍDICAS E POLIMÉRICAS

Laura Beatriz Souza Moura¹
Ana Clara Dorneles de Sousa¹
João Paulo Martinelli Belo¹
Paulo Cardozo Carvalho de Araújo¹
Bianca Mickelly Felix Ataíde¹
Leandro Ferreira Pinto²
Stheffany Sousa Oliveira¹
Gabriel Cabral da Fonseca¹
Aline Cristina Mendonça Borges¹
Osvaldo Valarini Junior¹

RESUMO

Apesar de ser considerada uma nova ciência, o uso de nanotecnologia é datado há mais de 1800 anos, por meio da utilização de nanopartículas de metais considerados nobres na época. Atualmente, estudos com base em nanotecnologia têm despertado interesse nas mais diversas áreas, como medicina, engenharia, biologia, química e física. Trazendo, assim, grandes avanços, a exemplo dos medicamentos e vacinas que auxiliam na cura de diversas doenças; melhorando o manejo de pragas em plantações e a aplicação de defensivos agrícolas; e, ainda, possibilitando novas fontes de energia renováveis. Contudo, o aumento da comercialização de produtos à base dessa tecnologia e a falta de estudos em relação a sua toxicidade e maneira de degradação fazem com que haja um crescente receio quanto ao seu uso e ao que poderia causar tanto para o meio ambiente como para a população urbana e rural a longo prazo. Diante disso, neste capítulo, buscamos elucidar o conhecimento referente às nanopartículas e suas formulações.

Palavras-chave: Nanotecnologia. Nanoemulsão. Nanopartículas Poliméricas.

1 Instituto Federal Goiano (IF Goiano).

2 Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

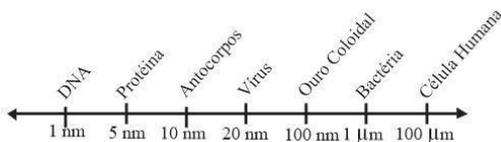
1. INTRODUÇÃO À NANOTECNOLOGIA

O termo nanotecnologia é utilizado para representar estudos com manipulações e produções em escala nanométrica, ou seja, de 1 a 100 nanômetros. O uso de nanomateriais tem sido utilizado há mais de 1800 anos por ceramistas e vidraceiros que trabalhavam com nanopartículas de ouro e prata misturadas à argila e ao vidro (COLOMBAN, 2009). Entretanto, apesar de seu longo tempo de uso, o termo “nano” atrelado à tecnologia só passou a ser utilizado em 1974, quando Norio Taniguchi realizou a primeira publicação de seu estudo sobre nanotecnologia – chamado *On the Basic Concept of “Nanotechnology”* (O conceito básico de Nanotecnologia) – no qual descreveu a separação e a obtenção de materiais em escala nanométrica (SANDHU, 2006).

Atualmente, a nanotecnologia é considerada uma ciência multidisciplinar, transdisciplinar e interdisciplinar, podendo se fazer presente em várias áreas de conhecimento, como na medicina, engenharia, física, química e biologia (ANTUNES FILHO; BACKX, 2020). Nesse sentido, o avanço dessa ciência nos campos supracitados revelou-se indispensável, a exemplo da medicina, para a qual a utilização de medicamentos nanoencapsulados mostrou-se eficiente em relação ao tratamento de câncer de ovário (CANCINO; MARANGONI; ZUCOLOTTI, 2014). Já no que diz respeito à engenharia e à agricultura, a utilização de nanopartículas vem recebendo grande destaque, uma vez que elas podem ser utilizadas no desempenho de hidratação de concreto (GRAEFF et al., 2012) ou na liberação controlada de herbicidas em campos agrícolas (GRAEFF et al., 2012).

Apesar dos grandes avanços gerados pela nanotecnologia, há poucos estudos sobre sua maneira de degradação ou sua toxicidade. Alguns nanomateriais com características específicas – como atividade catalítica, ampla área superficial e resistência mecânica – podem causar efeitos indesejáveis ao meio ambiente por meio do transporte de compostos tóxicos em sua superfície, além de ser possível a ocorrência de novas reações químicas, provocando, em consequência disso, riscos ambientais e sanitários (QUINA, 2004). Contudo, não obstante os riscos e avanços, é importante ressaltar a necessidade de mais estudos envolvendo as aplicações da nanotecnologia e os seus efeitos a longo prazo, para que, assim, possamos usufruir de seus benefícios com segurança.

Figura 1 — Nanoescala em comparação com as dimensões atômicas das moléculas pequenas, macromoléculas biológicas, proteínas, estruturas virais e a escala micrométrica das células



Fonte: Os autores, 2022.

1.1 NANOPARTÍCULAS

1.1.1 NANOPARTÍCULAS LIPÍDICAS

As nanopartículas lipídicas podem ser utilizadas como transportadores de princípios ativos em sua matriz lipídica sólida. O mecanismo de nucleação está na diferença em sua formação coloidal, uma vez que elas são constituídas, principalmente, de lipídios, água e tensoativos.

As nanopartículas lipídicas podem ser divididas em dois tipos de sistemas: as nanopartículas lipídicas sólidas (NLS) e os transportadores ou carreadores lipídicos nanoestruturados (NC). As NLS são compostas por uma matriz lipídica sólida que age contendo o princípio ativo, de modo a protegê-las contra qualquer tipo de degradação química, além de mantê-las em estado sólido; diferentemente dos NC, os quais contam com a presença de lipídios sólidos e líquidos em sua matriz, fazendo com que haja um aumento de partículas com imperfeições em sua matriz lipídica (CONCEIÇÃO et al., 2020). As utilizações de NLS possuem um sistema alternativo para o encapsulamento dos compostos ativos, tendo como diferencial em relação aos demais nanocarreadores a sua boa estabilidade físico-química e a baixa toxicidade, além de uma maior proteção contra a degradação de fármacos lábeis (LU; QI; WU, 2012).

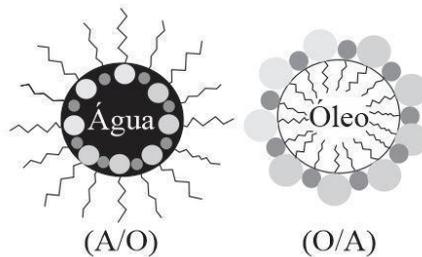
Atualmente, já existem medicamentos à base de nanopartículas lipídicas sólidas em comercialização, como o Nanobase[®], um fármaco utilizado para o tratamento de hepatite C, com aplicação por meio de injeção intravenosa (GELFUSO et al., 2015). Alguns outros estudos mostram que é possível desenvolver vacinas com RNA contendo

informações genéticas virais em nanopartículas, é o caso da mRNA-1273, da Moderna Therapeutics em Cambridge, Massachusetts, EUA, que foi a primeira vacina a ser testada contra o vírus SARS-CoV-2 – causador da pandemia da COVID-19 (FIGUEIREDO et al., 2021).

1. 1. 2 NANOEMULSÃO

As nanoemulsões são definidas como dispersões de uma fase separada em uma fase contínua: para manter-se estável, é necessário que o sistema seja cineticamente estável. Existem dois modelos de nanoemulsões, as gotículas de água em óleo (A/O), em que a fase dispersa é a água e a contínua é o óleo; e as nanoemulsões de óleo em água (O/A) (JAISWAL; DUDHE; SHARMA, 2015).

Figura 2 — Representação esquemática de formação de micelas em sistemas (A/O) e (O/A)



Fonte: Os autores, 2022.

As nanoemulsões também podem ser conhecidas como emulsão fina, emulsão submicrônica ou emulsão ultrafina (MUSTAFA; HUSSEIN, 2020). A distribuição do tamanho da partícula varia entre 20 e 500 nanômetros, podendo ter aparência translúcida e leitosa (PORTO, 2015).

O sistema de formação de nanoemulsão ocorre por movimento browniano e forças repulsivas. Ao longo do tempo, as nanoemulsões tendem à separação por gravidade, floculação, coalescência e/ou amadurecimento de Ostwald. O uso de surfactantes/tensoativos na interface entre a fase contínua e a fase dispersa reduz a deformação e os efeitos de separação. Os métodos mais tradicionais para a formação de nanoemulsões são a alta e baixa energia (MCCLEMENTS, 2012).

1. 1. 3 NANOPARTÍCULAS POLIMÉRICAS

As nanopartículas poliméricas são a forma mais simples de aplicação no tratamento de doenças em virtude da sua fácil síntese e ampla aplicabilidade em todos os meios. Segundo Bobo et al. (2016), as drogas poliméricas foram as dez drogas mais vendidas nos Estados Unidos no ano de 2013. As nanopartículas poliméricas são sínteses de polímeros com o fármaco desejado, geralmente enquadradas em duas categorias: conjugados polímero-fármaco, para o aumento da meia-vida da droga e da biodisponibilidade; e a arquitetura de polímeros degradáveis, para aplicações na liberação controlada (BOBO et al., 2016).

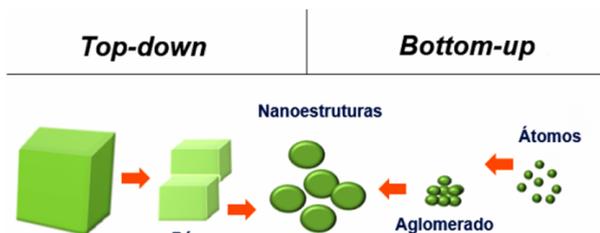
Normalmente, a auto-organização do hóspede (polímero) e do hospedeiro (fármaco) é o principal fator para a construção orgânica dos blocos (nanopartículas) (LI; ZHANG; FANG, 2016). Primeiro, as nanopartículas são sintetizadas dentro da matriz (*in situ*) ou fora da matriz (*ex situ*). Em seguida, o composto bruto é processado via moldagem por injeção, ou técnicas industriais similares, para fabricar o produto desejado. No entanto, para os nanocompósitos, o gargalo dentro dessa cadeia de processo geral é a síntese e a incorporação das nanopartículas. Por exemplo, para a maioria das aplicações, é necessário controlar a composição exata, a dispersão e o fator de preenchimento das partículas integradas (MAURER; BARCIKOWSKI; GÖKCE, 2017).

2. TÉCNICAS DE FORMAÇÃO DE NANOPARTÍCULAS

Os métodos de síntese de nanopartículas são agregados em dois segmentos: O *top-down*, que chamamos de alta energia, no qual ocorre a quebra de partículas maiores até chegar na escala nanométrica; e o *bottom-up*, conhecido como o método de baixa energia, um processo que aponta resultados com maior uniformidade com o uso de material reduzido, que tem como fundamento a formação da partícula por meio da adição de iniciadores (PARK et al., 2007). A metodologia utilizada em processos *top-downs* é aplicada juntamente com a energia em uma proporção maior de matéria-prima, a fim de gerar superfícies novas de modo consequente e formar partículas menores, como os processos físicos

de moagem, a fotolitografia, a irradiação, a difusão e a decomposição térmica (KALIMUTHU et al., 2020).

Figura 3 — Categorias dos métodos de produção de nanopartículas: *bottom-up* e *top-down*



Fonte: Dias, 2015.

A técnica *bottom-up* é classificada como uma união em forma de blocos ou unidades de construção (FABIANA et al., 2012). As unidades de átomos e moléculas passam a ser fundamentais para o agrupamento de forma controlada, de modo a serem transformadas em matéria em escala nanométrica, ou seja, é um processo físico por meio do qual a matéria-prima gera nanopartículas (DIAS, 2015).

Tabela 1 — Métodos mais utilizados no processo de produção de nanopartículas

	Método	Materiais	Características	Partículas
<i>Top-down</i>	Moagem de alta energia (fratura)	Qualquer material cerâmico	Elevado gasto de tempo-energia, probabilidade de contaminação vinda do meio de moagem	Difícilmente abaixo de 200-100 nm, distribuição de tamanhos largos, formato irregular, alta reatividade
	Pirólise (combustão incompleta)	Negro de fumo, nano tubos de carbono	Alta produção, pouco controle de morfologia	10-200 nm, distribuição de tamanhos largos e forma esférica
	Precipitação controlada (deslocamento de equilíbrio químico)	Alumina, sílica, boehmita (AlO(OH)), Mg(OH) ₂ , Al(OH) ₃	Média produtividade, excelente controle de morfologia	2-100 nm, distribuição de tamanhos controlável, baixa reatividade
<i>Bottom-up</i>	Deposição química de vapor (reação sólido-gás)	Nanotubos de carbono, sílica	Baixa produtividade, bom controle de morfologia	1-100 nm, distribuição de tamanhos controlável, baixa reatividade
	Método sol-gel (precursores poliméricos contendo átomos metálicos)	Alumina, ZrO ₂ , SnO ₂ , TiO ₂ , ZnO	Baixa produtividade, bom controle de morfologia	1-100 nm, ótimo controle de composição, distribuição de tamanhos controlável, baixa reatividade

3. REFERÊNCIAS

ANTUNES FILHO, Sérgio; BACKX, Bianca Pizzorno. Nanotecnologia e seus impactos na sociedade. **Revista Tecnologia e Sociedade**, Curitiba, v. 16, n. 40, p. 1, 2020.

BOBO, Daniel *et al.* Nanoparticle-Based Medicines: A Review of FDA-Approved Materials and Clinical Trials to Date. **Pharmaceutical Research**, [s. l.], v. 33, n. 10, p. 2373-2387, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s11095-016-1958-5>.

CANCINO, Juliana; MARANGONI, Valéria Spolon.; ZUCOLOTTI, V. Nanotecnologia em medicina: aspectos fundamentais e principais preocupações [Nanotechnology in medicine: concepts and concerns]. **Química Nova**, São Paulo, SP, v. 37, n. 3, p. 521-526, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422014000300022&lng=en&nr m=iso&tlng=en.

COLOMBAN, Philippe. The use of metal nanoparticles to produce yellow, red and iridescent colour, from bronze age to present times in lustre pottery and glass: Solid state chemistry, spectroscopy and nanostructure. **Journal of Nano Research**, [s. l.], v. 8, p. 109-132, 2009.

CONCEIÇÃO, Alexsandra et al. Abrindo a caixa de pandora dos medicamentos: Há realmente muito mais “espaço lá embaixo”. **Química Nova**, [s. l.], v. 43, n. 2, p. 212-225, 2020.

DIAS, Janine Hastenteufel. Síntese e caracterização de nanopartículas de carbono. Trabalho de Conclusão de Curso. p. 1-37, 2015.

VIEIRA, Fabiana Yamasaki Martins. et al. Nanopartículas e sua funcionalização: uma ferramenta contra. **Researchgate.Net**, [s. l.], Oct. 2018, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Fabiana_Vieira3/publication/328314791_Nanoparticulas_e_sua_funcionalizacao_uma_ferramenta_contra_a_corrosao/links/5bc9a69692851cae21b202dc/Nanoparticulas-e-sua-funcionalizacao-uma-ferramenta-contra-a-corrosao.pdf.

FIGUEIREDO, Bárbara Queiroz de et al. Vacinas de mRNA contra a Covid-19: aberta uma nova janela no campo da imunologia. **Research**,

Society and Development, [s. l.], v. 10, n. 10, p. e246101018818, 2021.

GELFUSO, Guilherme Martins et al. Preparações farmacêuticas e cosméticas com uso de nanotecnologia. **Brasília Médica**, Brasília, v. 52, n. 1, p. 8-20, 2015.

GRAEFF, Carlos et al. **Nanotecnologia: ciência e engenharia**. [S. l.: s. n.], 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/123647>.

JAISWAL, Manjit; DUDHE, Rupesh; SHARMA, P. K. Nanoemulsion: an advanced mode of drug delivery system. **3 Biotech**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 123-127, 2015.

KALIMUTHU, Kalishwaralal et al. Eco-friendly synthesis and biomedical applications of gold nanoparticles: A review. **Microchemical Journal**, [s. l.], v. 152, p. 104-296, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.104296>.

LI, Ruosong; ZHANG, Zhonghui; FANG, Tao. Experimental research on swelling and glass transition behavior of poly (methyl methacrylate) in supercritical carbon dioxide. **Journal of Supercritical Fluids**, [s. l.], v. 110, p. 110-116, 2016.

LU, Yi; QI, Jianping; WU, Wei. Absorption, Disposition and Pharmacokinetics of Nanoemulsions. **Current Drug Metabolism**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 396-417, 2012.

MAURER, Elisabeth; BARCIKOWSKI, Stephan; GÖKCE, Bilal. Process Chain for the Fabrication of Nanoparticle Polymer Composites by Laser Ablation Synthesis. **Chemical Engineering and Technology**, [s. l.], v. 40, n. 9, p. 1535-1543, 2017.

MCCLEMENTS, David Julian. Nanoemulsions versus microemulsions: Terminology, differences, and similarities. **Soft Matter**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. 1719-1729, 2012.

MUSTAFA, Isshadiba Faikah; HUSSEIN, Mohd Zobir. Synthesis and technology of nanoemulsion-based pesticide formulation. **Nanomaterials**, [s. l.], v. 10, n. 8, p. 1-26, 2020.

PARK, Jongnam et al. Synthesis of monodisperse spherical nanocrystals. **Angewandte Chemie - International Edition**, [s. l.], v. 46, n. 25, p. 4630-4660, 2007.

PORTO, Alice Sperandio. **Desenvolvimento de nanoemulsão O/A a base de óleo de copaíba, incorporadas com nanopartículas magnéticas de Zinco**. 2015. 100 f. Dissertação (Mestrado em Nanociência e Nanobiotecnologia) — Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

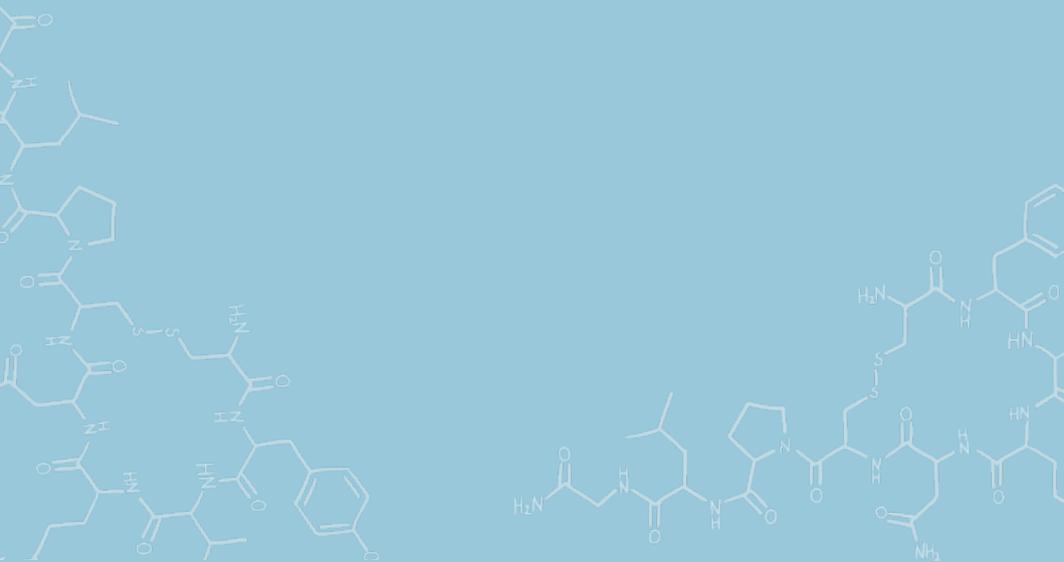
QUINA, Frank Herbert. Nanotecnologia e o meio ambiente: Perspectivas e riscos. **Química Nova**, São Paulo, SP, v. 27, n. 6, p. 1028-1029, 2004.

SANDHU, Adarsh. Who invented nano? **Nature Nanotechnology**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 87-87, 2006.



CAPÍTULO 2

ÁCIDO GIBERÉLICO: UMA ALTERNATIVA PARA A AGRICULTURA SUSTENTÁVEL



ÁCIDO GIBERÉLICO: UMA ALTERNATIVA PARA A AGRICULTURA SUSTENTÁVEL

Stheffany Sousa Oliveira¹
Gabriel Cabral da Fonseca¹
Bruno Matheus Mendes Dário¹
Fabiano Guimarães Silva¹
Charlys Roweder¹
Paulo Cardozo Carvalho de Araújo¹
Bruno Botelho Saleh¹
Osvaldo Valarini Junior¹
Leandro Ferreira Pinto²

RESUMO

Os fitormônios vêm sendo amplamente utilizados em plantações agrícolas com o intuito de melhorar o rendimento das safras, isso ocorre em virtude das baixas concentrações de fitormônios, mediante as quais as plantas desenvolvem e criam resistência a vários tipos de estresses, como deficiência hídrica, altas e baixas temperaturas, quebra de dormência e correção de anomalias. O Ácido Giberélico (AG3) é um fitormônio presente na classe das giberelinas, sendo um regulador endógeno responsável pela quebra de dormência em algumas sementes. No entanto, diversos estudos têm apresentado resultados satisfatórios com a aplicação de AG3 em plantas que não o produzem endogenamente; em alguns casos, o fitormônio é aplicado no solo associado a nanopartículas e/ou hidrogéis para a liberação controlada ou por meio de aplicação foliar. Tais aplicações induzem o alongamento do hipocótilo e o aumento do desenvolvimento de pólen e floração, além de aumentar a produtividade de maneira sustentável. Com isso, podemos observar que a utilização do AG3 é eficiente em vários campos do agronegócio, contribuindo para o aumento da produtividade e atendendo às crescentes demandas na produção de alimentos.

Palavras-chave: Hormônio de Crescimento. Agricultura. Fitormônios. Giberelinas. Biossíntese.

1 Instituto Federal Goiano (IF Goiano).

2 Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho.

1. FITORMÔNIOS

Fitormônios são pequenas moléculas que atuam como reguladores no crescimento vegetal; em baixas concentrações, os efeitos fisiológicos agem de maneira considerável, influenciando no desenvolvimento e na resistência a diversos tipos de estresses. Essas moléculas podem ser agrupadas em classes, de acordo com sua função: auxinas, giberelinas, citocininas, brassinosteróides, estrigolactonas; ou mesmo como moléculas simples: ácido abscísico, etileno, ácido jasmônico, ácido salicílico (JIANG; ASAMI, 2018).

Nos últimos anos, junto à ampliação de disciplinas para estudos em biologia molecular, muitas técnicas analíticas têm contribuído para entender as diversas funções que os fitormônios empregam nas plantas (ZHAO et al., 2021). Tal progresso contribui para a identificação e o isolamento de novas substâncias que regulam o crescimento vegetal. Como já estudado por Guo *et al.* (2020), os autores observaram que, em condições salinas (NaCl), o crescimento da planta *Suaeda salsa* foi alterado com o aumento da produção de giberelinas, ácido indol-3-acético (AIA), ribosídeo de zeatina e brassinosteróides. Esse aumento foi provocado pela alteração na biossíntese dos fitormônios e na transdução de sinal (GUO et al., 2020).

O estudo da biossíntese, metabolismo, transporte e transdução de sinal dos fitormônios nas plantas pode ser realizado empregando diferentes técnicas analíticas e procedimentos experimentais. Além disso, tais técnicas são indispensáveis na avaliação da influência de inúmeros estresses na biossíntese dos fitormônios, como o estresse salino, deficiência hídrica, baixas e altas temperaturas, metais pesados, pesticidas, entre outros (ZHAO et al., 2021). Os aspectos de biossíntese, metabolismo, transporte e transdução de sinal serão discutidos nas subseções para as auxinas. Uma discussão mais detalhada acerca das giberelinas será apresentada no tópico 2, isso também será feito em relação ao ácido giberélico e as suas principais aplicações nas ciências agrárias nos últimos anos.

2. AUXINAS

As auxinas são os principais fitormônios responsáveis pelo desenvolvimento das plantas. O crescimento foliar está sob o controle desse

fitormônio, que regula a filotaxia desde o meristema apical, determinando a localização das serrilhas e o crescimento inicial de folíolos, até o crescimento dos lóbulos das primeiras folhas (SHWARTZ et al., 2016). Os fitormônios de ocorrência natural em plantas são: AIA, cloroindolacético, fenilacético, indobutírico e indolpropiónico (JIANG; ASAMI, 2018); (KABIR et al., 2018); (SUGAWARA et al., 2015). Quanto aos fitormônios de ocorrência natural em plantas, podemos citar: giberelinas e auxinas tal qual possui mecanismos de sinalização das auxinas nas plantas são guiados pelas mudanças em seus níveis, que são convertidos em respostas celulares por meio de mudanças de transcrição (LEYSER, 2018).

O efeito causado no desenvolvimento da planta pelas auxinas é dependente da célula; em uma mesma concentração, o AIA influencia no alongamento do hipocótilo, suprimindo o crescimento da raiz principal e, simultaneamente, induzindo o crescimento da raiz lateral junto à formação de pelos na raiz (PAPONOV et al., 2008).

2.1 BÍOSSÍNTESE E METABOLISMO

A biossíntese de auxinas, do AIA especificamente, tem o aminoácido triptofano como substrato na sua via metabólica; as enzimas que atuam como catalisadores nas reações para a produção de AIA conduzem esse fitormônio em até sete vias para a sua produção (GARCIA et al., 2019). A produção e localização desse hormônio nas plantas ainda não é muito clara; no entanto, a hipótese atual baseia-se na combinação entre o transporte de AIA e a síntese localizada, produzindo um gradiente de concentração na planta (NORMANLY, 2010).

O processo metabólico do AIA é de alta importância nas interações planta-microrganismo, uma complexa rede de comunicação química de grande relevância no entendimento mais completo do metabolismo celular tanto da planta quanto do microrganismo (GARCIA et al., 2019). A etapa de catabolismo do AIA pode ocorrer de duas maneiras: (i) oxidação enzimática do núcleo indol do AIA ou (ii) descarboxilação oxidativa da cadeia lateral do AIA (NORMANLY, 2010).

2.2 TRANSPORTE E TRANSDUÇÃO DE SINAIS

O transporte das auxinas acontece em fluxos polarizados por meio de transportadores; o transporte é coordenado pelo gene *AUXIN RESISTANT1/LIKE AUX1* de maneira complexa e com ação de outros reguladores (PEER et al., 2011). Ademais, as auxinas apresentam uma propriedade única, passando direcionalmente célula por célula com suporte das proteínas de transporte localizadas na membrana plasmática (ADAMOWSKI; FRIML, 2015).

Assim como no transporte, existem diversos componentes moleculares envolvidos na sinalização das auxinas. Hagen (2015) propôs um modelo básico com base na percepção, sinalização e regulação de respostas transcricionais das auxinas. Quando a concentração na célula abaixa a expressão dos genes responsivos, a auxina é reduzida e/ou eliminada devido às interações dominantes dos repressores com os ativadores responsivos à auxina no promotor desses genes (HAGEN, 2015). De maneira semelhante, quando os níveis de auxinas nas células são elevados, um receptor liga-se à auxina e aos substratos associados; o substrato ligante é, então, ubiquitilado e degradado por um proteassomo, isso gera a desrepressão ou ativação dos genes responsivos às auxinas (HAGEN, 2015).

3. GIBERELINAS

As giberelinas correspondem a um vasto grupo de ácidos tetracíclicos terpenóides que foram identificados – desde a sua descoberta no final do século XIX – em mais de 130 moléculas presentes nesse grupo de hormônios vegetais (DEGEFU; TESEMA, 2020). As giberelinas são identificadas pela abreviatura “GA”, sendo enumeradas em ordem cronológica, conforme a sua descoberta.

Os primeiros trabalhos que resultaram na descoberta da giberelina ocorreram na primeira metade do século XIX, no Japão. Naquela época, a doença *Bakanae* (planta tola) era comum no país, ela acometia o arroz, promovendo um alongamento excessivo da planta e diminuindo a sua produtividade. Posteriormente, foi observado que o fungo *Gibberella fujukuroi* produzia os compostos que desencadearam aquela doença, os

quais, mais tarde, seriam conhecidos como Giberelinas, nome recebido por sua origem (TAKAHASHI, 1998).

A primeira evidência de que as giberelinas são hormônios endógenos ocorreu em 1962, quando Jake MacMillan e PJ Suter isolaram 2 mg de giberelina GA1 de 87.3 kg de sementes jovens de feijão runner, *Phaseolus coccineus* (MACMILLAN; SUTER, 1958). Estudos sobre a ação das giberelinas foram realizados antes mesmo do seu isolamento, Stowe e Yamaki (1957) observaram que a GA é capaz de atenuar os efeitos da mutação da *Arabidopsis* selvagem deficiente em giberelina, promovendo, desse modo, o seu crescimento.

Esse hormônio desencadeia uma série de respostas no crescimento e desenvolvimento das plantas, sendo capaz de induzir o crescimento do entrenó por meio do alongamento celular. Inclusive, em algumas espécies, promove a divisão celular e a expansão foliar, podendo contribuir para o crescimento das raízes, mas em doses elevadas devido ao seu efeito inibitório. A sua ação também está presente nas sementes, dispensando a utilização da luz para a germinação (COSGROVE; SOVONICK-DUNFORD, 1989; SACHS, 1965; TANIMOTO, 2012; HEDDEN; SPONSEL, 2015). Segundo Hedden e Sponsel (2015), as giberelinas têm efeitos complexos na floração, os quais podem ser promotores, inibitórios ou neutros, de acordo com a espécie.

3.1 ÁCIDO GIBERÉLICO

A giberelina GA3, também conhecida pelo seu nome comercial como ácido giberélico, é a mais utilizada até o momento, uma vez que se comporta como um regulador endógeno que ajuda na quebra de dormência, induz a germinação da semente e, em algumas espécies, promove o alongamento do hipocótilo (caule), além de regular o desenvolvimento de pólen e a indução floral (CHENG et al., 2004).

3.1.1 BIODÍNTENSE E METABOLISMO

A biossíntese das giberelinas, em específico o ácido giberélico (AG3), é dada por meio da acetil-CoA, o que ocorre pela via do ácido mevalônico, que passa por várias conversões antes de chegar ao ent-caureno. A partir

de então, o ent-caureno incorrerá em várias modificações – causadas por citocromos P-450 oxigenases (P450) – até formar as GA12-aldeído, que será convertido em GA12, este será oxidado para formar a GA9, a qual, posteriormente, formará a GA4, que, por sua vez, passará por uma dessaturação, formando a giberelina GA7, além de poder ser convertida em GA3, ácido giberélico, por meio de uma hidroxilação (YAMAGUCHI, 2008).

3. 1. 2 TRANSPORTE E TRANSDUÇÃO DE SINAIS

No caso das giberelinas, quando comparadas às auxinas, o seu transporte é feito totalmente ao contrário do delas, em razão de a sua molécula ser apolar, fazendo com que não seja necessária a polarização e possibilitando o seu transporte por meio do xilema e floema (LAVAGNINI et al., 2014). As rotas de sinalização das giberelinas dão início à membrana de células de aleurona por meio de receptores de GA, os quais interagem com a proteína G e, a partir de então, inauguram duas cadeias separadas de transdução do sinal, sendo uma dependente de Ca^+ e outra totalmente independente de Ca^+ , ambas envolvendo um ciclo mensageiro secundário chamado cGMP.

Na cadeia de transdução do sinal independente de Ca^+ , o cGMP liga-se a uma proteína repressora chamada *DELLA*, que é degradada ao realizar a ligação, formando, assim, a proteína reguladora GA-MYB, esta entrará no núcleo e se ligará ao gene que promoverá a transcrição para α -amilase. A partir dessa transcrição, a α -amilase e outras enzimas com o gene hidrolítico serão ativadas e sintetizadas no retículo endoplasmático, sendo, posteriormente, secretadas pelo complexo de Golgi (CHENG et al., 2004).

Já na cadeia de transdução do sinal dependente de Ca^{2+} , utiliza-se a via de secreção da enzima e outros hidrolíticos, citada anteriormente, empregando o Ca^{2+} como o mensageiro secundário e formando o composto Ca-Calmodulina (RIBEIRO; FORTES, 2021).

4. APLICAÇÕES DO ÁCIDO GIBERÉLICO NA AGRICULTURA

4.1 AGRICULTURA SUSTENTÁVEL

A sustentabilidade na agricultura apresenta-se como um dos principais aspectos no contexto da produção mundial de alimentos. Diversos estudos vêm pesquisando maneiras de, cada vez mais, diminuir o desperdício nas lavouras, assim como outros modos de aproveitar melhor uma área para produzir mais alimentos. Nesse contexto, o ácido giberélico tem um papel importante em relação a esses estudos. Cientes disso, Pereira et al. (2019) buscaram analisar um meio de aplicação do ácido giberélico em culturas de tomate com o intuito de aumentar a sua produtividade. Assim, o ácido giberélico foi encapsulado em nanopartículas poliméricas, e os resultados mostraram que o nanocarreador aumentou a produção em até quatro vezes (PEREIRA; OLIVEIRA; FRACETO, 2019).

Em um estudo recente, Rafique et al. (2021) mostraram os efeitos da utilização de ácido giberélico junto à bactéria *Rhizobium* sobre o crescimento do grão-de-bico. Os autores notaram um aumento de rendimento na massa vegetal, grão, palha e clorofila de 35%, 39%, 21% e 51 %, respectivamente (RAFIQUE et al., 2021). Os estudos apresentam resultados promissores, mostrando as potencialidades que o fitormônio ácido giberélico têm como agente de aumento de produção.

4.2 AUMENTO DA PRODUTIVIDADE

O mercado mundial de giberelinas e seus inibidores movimenta mais de 500 milhões de dólares anualmente, sendo os GA3, GA4 e GA7 as mais comercializadas (RADEMACHER, 2017). A utilização do ácido giberélico (GA3) na agricultura para o cultivo de uvas consiste em uma das aplicações mais populares desse ácido, isso porque a GA3 promove o aumento do diâmetro dos frutos, do comprimento e do peso da baga, melhorando a sua produtividade consequentemente (FERRARA et al., 2014).

Recentemente, foi observado que o tratamento de sementes com ácido giberélico é capaz de beneficiar o cultivo de *Leymus chinensis*, uma pastagem nativa da China. Dessa forma, a utilização do GA3 no

tratamento de sementes de *L. chinensis* foi capaz de aumentar a taxa de germinação em até 27%, além de dobrar a produção de biomassa, vale ressaltar, ainda, que os efeitos da GA3 duraram, no mínimo, 2 anos (MA et al., 2018). Em razão disso, o uso da giberelina pode ser fundamental para aumentar a produtividade das pastagens, contribuindo para atender às crescentes demandas na produção de alimentos.

5. REFERÊNCIAS

- ADAMOWSKI, M.; FRIML, J. PIN-dependent auxin transport: Action, regulation, and evolution. **Plant Cell**, [s. l.], v. 27, n. 1, p. 20-32, 2015.
- CHENG, H. et al. Gibberellin regulates Arabidopsis floral development via suppression of *DELLA* protein function. **The Company of Biologist**, [s. l.], v. 131, n. 5, p. 1055-1064, 2004.
- DEGEFU, M. Y.; TESEMA, M. Review of Gibberellin Signaling. **International Journal of Engineering Applied Sciences and Technology**, [s. l.], v. 4, n. 9, p. 2455-2143, 2020.
- FERRARA, G. et al. Girdling, Gibberellic Acid, and Forchlorfenuron: Effects on Yield, Quality, and Metabolic Profile of Table Grape cv. Italia. **American Journal of Enology and Viticulture**, [s. l.], v. 65, p. 381-387, 2014.
- GARCIA, D. C. et al. Computationally Guided Discovery and Experimental Validation of Indole-3-acetic Acid Synthesis Pathways. **ACS Chemical Biology**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 2867-2875, 2019.
- GUO, J. et al. Improved reproductive growth of euhalophyte *Suaeda salsa* under salinity is correlated with altered phytohormone biosynthesis and signal transduction. **Functional Plant Biology**, [s. l.], v. 47, n. 2, p. 170-183, 2020.
- HAGEN, G. Auxin signal transduction. **Essays in Biochemistry**, [s. l.], v. 58, p. 1-12, 2015.
- HEDDEN, T.; SPONSEL, V. A Century of Gibberellin Research. **Journal of Plant Growth Regulation**, [s. l.], v. 34, p. 740-760, 2015.

JIANG, K.; ASAMI, T. Chemical regulators of plant hormones and their applications in basic research and agriculture. **Bioscience, Biotechnology and Biochemistry**, [s. l.], v. 82, n. 8, p. 1265-1300, 2018.

KABIR, S. M. F. et al. Cellulose-based hydrogel materials: chemistry, properties and their prospective applications. **Progress in Biomaterials**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 153-174, 2018.

LAVAGNINI, C. G. et al. Fisiologia vegetal - hormônio giberelina. **Revista Científica Eletrônica de Agronomia**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 48-52, 2014.

LEYSER, Ottoline. Auxin signaling. **Plant physiology**, [s. l.], v. 176, n. 1, p. 465-479, 2018.

MA, Hong-Yuan et al. A multi-year beneficial effect of seed priming with gibberellic acid-3 (GA3) on plant growth and production in a perennial grass, *Leymus chinensis*. **Scientific reports**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 1-9, 2018.

LIN, B. et al. Tunable and Nontoxic Fluorescent Probes Based on Carbon Dots for Imaging of Indole Propionic Acid Receptor in Plant Tissues in Situ. **Journal of Fluorescence**, [s. l.], v. 27, n. 4, p. 1495-1503, 2017.

NORMANLY, J. Approaching cellular and molecular resolution of auxin biosynthesis and metabolism. **Cold Spring Harbor perspectives in biology**, [s. l.], v. 2, n. 1, 2010.

PAPONOV, I. A. et al. Comprehensive Transcriptome Analysis of Auxin Responses in *Arabidopsis*. **Molecular Plant**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 321-337, 2008.

PEER, W. A. et al. Seven things we think we know about auxin transport. **Molecular Plant**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 487-504, 2011.

PEREIRA, A. do E. S.; OLIVEIRA, H. C.; FRACETO, L. F. Polymeric nanoparticles as an alternative for application of gibberellic acid in sustainable agriculture: a field study. **Scientific Reports**, [s. l.], n. 1, p. 1-10, 2019.

RADEMACHER, W. 12 Chemical Regulators of Gibberellin Status and Their Application in Plant Production. **Annual Plant Reviews Book Series**, [s. l.], v. 49, 2017.

RAFIQUE, M. et al. The Combined Effects of Gibberellic Acid and Rhizobium on Growth, Yield and Nutritional Status in Chickpea. **Agronomy**, [s. l.], 2021.

RIBEIRO, J. G. G.; FORTES, L. F. S. C. Giberelina Funções vegetais. **Grupo de Experimentação Agrícola**, [s. l.], 2021.
Disponível em: <https://www.gea-esalq.com/informativo-gea-fun%C3%A7%C3%B5es-giberelina>. Acesso em: 13 dez. 2021.

SACHS, R. M. Stem Elongation. **Annual Review of Plant Physiology**, [s. l.], v. 16, n. 73-96, 1965.

SHWARTZ, I. et al. Hormones in tomato leaf development. **Developmental Biology**, [s. l.], v. 419, n. 1, p. 132-142, 2016.

SOVONICK-DUNFORD, S. A.; COSGROVE, D. J. Mechanism of Gibberellin-Dependent Stem Elongation in Peas. **Plant Physiology**, [s. l.], v. 89, n. 1, p. 184-191, 1989.

STOWE, B.; YAMAKI, T. The History and Physiological Action of The Gibberellins. **Annual Review of Plant Physiology**, [s. l.], v. 8, p. 181-216, 1957.

SUGAWARA, S. et al. Distinct Characteristics of Indole-3-Acetic Acid and Phenylacetic Acid, Two Common Auxins in Plants. **Plant and Cell Physiology**, [s. l.], v. 56, n. June, p. 1641-1654, 2015.

SUTER, P. J.; MACMILLAN, J. The Occurrence of Gibberellin A1 in Higher Plants: Isolation from the Seed of Runner Bean (*Phaseolus multiflorus*). **The Science of Nature**, [s. l.], v. 45, n. 46, 1958.

TAKAHASHI, N. Discovery of Gibberellin. **Discoveries in Plant Biology**, [s. l.], p. 17-32, 1988.

TANIMOTO, E. Tall or Shot? Slender or Thick? A Plant Strategy for Regulating Elongation Growth of Roots by Low Concentrations of Gibberellin. **Annals of Botany**, [s. l.], v. 110, n. 2, p. 373-381, 2012.

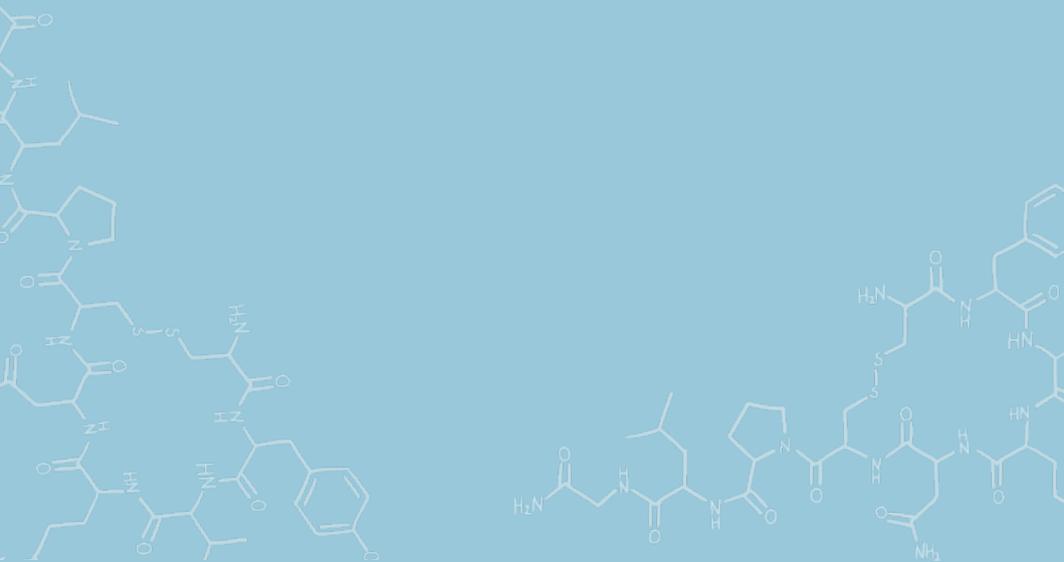
YAMAGUCHI, S. Gibberellin Metabolism and its Regulation. **Annual Review of Plant Biology**, [s. l.], v. 59, p. 225-251, 2008.

ZHAO, B. et al. Roles of Phytohormones and Their Signaling Pathways in Leaf Development and Stress Responses. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, [s. l.], v. 69, n. 12, p. 3566-3584, 2021.



CAPÍTULO 3

POTENCIAL DE NANOPARTÍCULAS DE ÓXIDO DE ZINCO NA FITORREMEDIAÇÃO DE ATRAZINA E O USO DE PLANÁRIAS COMO FERRAMENTA DE BIOMONITORAMENTO



POTENCIAL DE NANOPARTÍCULAS DE ÓXIDO DE ZINCO NA FITORREMEDIAÇÃO DE ATRAZINA E O USO DE PLANÁRIAS COMO FERRAMENTA DE BIOMONITORAMENTO

Alex da Silva Cotrim¹

Natyelle Santos Soares¹

Priscila Ferreira Batista¹

Paulo Eduardo de Menezes-Silva¹

Althiéris de Souza Saraiva²

Fernanda dos Santos Farnese¹

RESUMO

Atrazina é um herbicida sistêmico amplamente utilizado para o controle de plantas daninhas, atua na proteína D1 do fotossistema II ligando-se ao sítio ativo da quinona B, ao passo que causa inibição da fotossíntese e danos à membrana celular vegetal. Devido à alta toxicidade e concentração de atrazina nos ecossistemas aquáticos, torna-se imprescindível o desenvolvimento de métodos eficazes para a remoção desse contaminante do meio ambiente. Nesse contexto, a fitorremediação, técnica que utiliza plantas para conter, remover ou transformar compostos tóxicos presentes no meio ambiente, surge como alternativa promissora para a descontaminação de recursos hídricos. Dentre as espécies promissoras para os programas de fitorremediação, existem as macrófitas aquáticas, que são de fácil cultivo e possuem alta taxa de crescimento e capacidade de absorver e acumular altas concentrações de poluentes. Em contrapartida, essas espécies também são sensíveis aos danos desencadeados pelo herbicida atrazina, tornando-se necessário o uso de metodologias alternativas para minimizar essa sensibilidade. Nanopartículas de óxido de zinco (NP-ZnO) têm sido apontadas como uma tecnologia importante para limitar os danos causados por poluentes e, por isso, apresentam um potencial para ser aplicadas na fitorremediação. Do mesmo modo, estudos ecotoxicológicos que avaliam

1 Laboratório de Estudos Aplicados em Fisiologia Vegetal (LEAF): Instituto Federal Goiano (IF Goiano) – Campus Rio Verde.

2 Laboratório de Conservação de Agroecossistemas e Ecotoxicologia: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Campos Belos.

a toxicidade da água fitorremediada sobre organismos não-alvo, e.g. invertebrados aquáticos, são imprescindíveis.

Palavras-chave: Triazinas. Ecotoxicologia. Macrófitas. Planárias. Monitoramento. Conservação.

1. INTRODUÇÃO

1.1 AGROTÓXICOS NO BRASIL

A produção agrícola no Brasil é favorecida pelas condições climáticas e pela grande quantidade de terras disponíveis, com o país destacando-se como o segundo maior exportador de produtos agrícolas do mundo (BROVINI et al., 2021). O país também é considerado o maior consumidor mundial de agrotóxicos (IBAMA, 2020). De acordo com a legislação brasileira, agrotóxicos são produtos de processos físicos, químicos ou biológicos, utilizados nos setores de produção, armazenamento e beneficiamento de atividades agrícolas, pastagens, proteção de florestas nativas, ambientes urbanos, hídricos e industriais (MMA, 2018). Dados da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (2020) indicam que o uso de agrotóxicos por área de cultivo no Brasil (5,94 kg/ha) é alto quando comparado aos países com maior área de cultivo, ou seja, 0,34 kg/ha na Índia, 2,54 kg/ha nos EUA e 0,62 kg/ha na Rússia.

A necessidade de maior produção de alimentos faz com que a utilização de agrotóxicos seja a alternativa mais atrativa para os produtores; e, em alguns casos, acaba sendo o único método de controle adotado. Os agrotóxicos são amplamente utilizados nas lavouras brasileiras devido a sua alta eficiência, ao baixo custo e à legislação permissiva (BROVINI et al., 2021). Esse alto índice de utilização, no entanto, causa sérios problemas ambientais (BECKER et al., 2021). De fato, o uso intensivo e/ou inadequado de agrotóxicos resulta no seu acúmulo no ambiente, com consequente risco de ingestão por meio de alimentos e/ou água contaminados, o que tem grande impacto sobre a saúde humana e compromete a conservação da biodiversidade (BAIRD; CANN, 2011). Adicionalmente, o uso indiscriminado de agrotóxicos, para além de ser um dos principais motivos a contribuir com a contaminação de solos e ecossistemas de água doce no mundo, acaba por impactar os

agroecossistemas, influenciando no desaparecimento de insetos úteis e favorecendo o surgimento de novas pragas (OLIVEIRA, 2016).

Segundo Peres (2003), os agrotóxicos são classificados de acordo com o tipo de praga a ser combatida, podendo ser herbicidas, inseticidas ou fungicidas. Sua não utilização pode ocasionar perdas significativas na produção agrícola, o aumento de doenças infecciosas e a devastação de culturas por pragas invasoras (GIANESSI, 2013). No Brasil, no ano de 2021, existiam 493 ingredientes ativos registrados para uso agrícola e 5.839 distribuidores cadastrados junto aos órgãos estaduais de defesa sanitária comercializando essas formulações (MAPA, 2021). Aproximadamente 540 mil toneladas de agrotóxicos foram comercializadas no Brasil apenas no ano de 2017, sendo os herbicidas apontados como responsáveis por cerca de 58% do total comercializado, seguidos pelos fungicidas (12%) e inseticidas (10%) (IBAMA, 2019).

1.2 ATRAZINA

Os herbicidas são agentes biológicos ou substâncias químicas que agem matando ou suprimindo o desenvolvimento de plantas daninhas (ROMAN et al., 2007). O consumo de herbicidas aumentou substancialmente nos últimos anos principalmente pela resistência de culturas transgênicas (PERÉZ et al., 2022; SILVA et al., 2016; FERREIRA et al., 2011; SINDAG, 2001). Muitos desses compostos são aplicados em larga escala próximo a florestas nativas e ambientes hídricos, além de centros urbanos e industriais (PERES et al., 2003). Dentre os herbicidas, destaca-se a Atrazina (Atz), que é o terceiro agrotóxico mais utilizado no Brasil e atua em uma grande variedade de culturas (RIBEIRO et al., 2005; GARCÍA et al., 2011; SILVA et al., 2020).

A Atz (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina) é um herbicida sistêmico empregado no controle de plantas daninhas em plantações de cultura de cana-de-açúcar, milho e sorgo (VELISEK et al., 2012), sendo absorvido pelas raízes e transportado pelos vasos do xilema para a parte aérea (PETERSON et al., 2001). Nas folhas, esse herbicida atua na proteína D1 do fotosistema II (FSII), ligando-se ao sítio ativo da quinona B (QB) e, assim, inibindo a transferência de elétrons entre QA e QB, com conseqüente interrupção da cadeia de transporte de elétrons da

fotossíntese (ESPERANZA et al., 2016; SUN et al., 2020). Esse processo leva ao aumento na produção de espécies reativas de oxigênio (EROs), com consequente desnaturação de proteínas, lipídios e ácidos nucleicos (ZHAO et al., 2005; MARKELL et al., 2006; TAN et al., 2015).

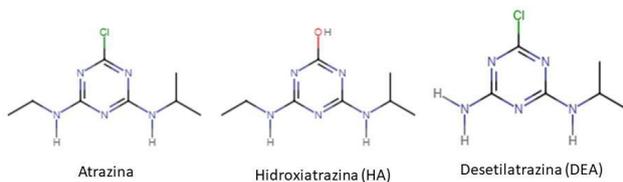
Segundo a União Europeia (EU) e a Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA), herbicidas à base de Atz devem sofrer algumas restrições para mitigar os impactos humanos e ecológicos decorrentes da sua persistência ambiental e toxicidade (OLIVEIRA, 2008). No Brasil, em 17 de março de 2005, entrou em vigor a Resolução Conama Nº 357, estabelecendo que a concentração máxima de Atz em água potável deve ser de $2 \mu\text{g L}^{-1}$. Para a USEPA (2012), a concentração máxima de Atz em água potável deve ser de $3 \mu\text{g L}^{-1}$, contudo, apesar dessa limitação imposta pela legislação, atualmente o Atz é um dos herbicidas mais comumente encontrados nas águas do Brasil, com concentrações muito superiores ao recomendado por lei (ARMAS et al., 2007; MOREIRA et al., 2012; TODESCHINI, 2013). Alguns estudos, como o de Moreira et al. (2012), detectaram concentrações de até $18,96 \mu\text{g L}^{-1}$ em águas superficiais (rios), poços artesianos (potáveis) e na água das chuvas na cidade de Lucas do Rio Verde, MT. Barreto et al. (2004) reportaram concentrações ainda mais elevadas, atingindo até $42,77 \mu\text{g L}^{-1}$ em corpos d'água. Elevadas concentrações de Atz também foram encontradas em águas de escoamento superficial (simulação de água da chuva - enxurrada), atingindo de 300 a $500 \mu\text{g L}^{-1}$ em um tempo de 1 a 2 dias após a pulverização (WARNEMUENDE et al., 2007; GONZALEZ, 2018).

Cabe salientar, ainda, que mesmo os limites estabelecidos pela legislação brasileira não são totalmente seguros. Com efeito, a atual concentração de Atz permitida na água já foi relatada como sendo capaz de causar sérios danos para a biodiversidade. Vieira et al. (2015), por exemplo, observaram que concentrações de Atz próximo a $0,30 \mu\text{g L}^{-1}$ desencadeiam efeitos genotóxicos em peixes. Esse herbicida pode afetar os sistemas endócrinos em peixes e o sistema reprodutivo de anfíbios, possivelmente favorecendo o crescimento de células tumorais em humanos (FAN et al., 2007; HAYES et al., 2010; TIAN et al., 2018). O EPA's Office of Pesticides Programs (OPP), da EPA, definiu padrões de referência da vida aquática para espécies de água doce de acordo com os padrões desenvolvidos durante o registro de pesticidas. As concentrações agudas do

OPP Aquatic Life Benchmark em água doce para o Atz são de $2.650 \mu\text{g L}^{-1}$, $360 \mu\text{g L}^{-1}$, $<1 \mu\text{g L}^{-1}$ e $4,6 \mu\text{g L}^{-1}$ para peixes, invertebrados, plantas não vasculares e plantas vasculares, respectivamente. As concentrações crônicas do OPP Aquatic Life Benchmark em água doce para o Atz são de $5 \mu\text{g L}^{-1}$ para peixes e $60 \mu\text{g L}^{-1}$ para invertebrados (EPA, 2019).

De acordo com Martins (2015), o fato de a molécula de Atz apresentar solubilidade moderada em meio aquoso torna relevante o estudo e a avaliação dos riscos que esse composto pode gerar ao meio ambiente. Nesse sentido, a ocorrência de contaminação é provável em meios variados, tais como água, solo e ar. O tempo de meia-vida da Atz pode variar de 2 meses a 6 anos, dependendo das condições do meio (DERAKHSHAN et al., 2018). Esse herbicida apresenta vários metabólitos que possuem diferentes graus de toxicidade e tempo de meia-vida, sendo os mais comuns a hidroxiatrazina e a dietilatrazina (COELHO et al., 2017) – suas estruturas químicas são apresentadas na **Figura 1**. Segundo WHO (2017), a toxicidade e o modo de ação dos metabólitos cloro-s-triazina no organismo humano são semelhantes ao da Atz, à exceção do hidroxiatrazina, que apresenta toxicidade para os rins (WHO, 2017). Portanto, é relevante o desenvolvimento de estratégias para a remoção de Atz do ambiente.

Figura 1 — Estrutura química da Atz e de seus principais subprodutos



Fonte: Os autores, 2022.

2. FITORREMEDIAÇÃO DE AMBIENTES CONTAMINADOS

Tendo em vista os grandes danos que a contaminação com pesticidas pode acarretar para a saúde humana e para a biodiversidade, a busca por metodologias de descontaminação ambiental tem sido o foco de diversos

estudos (IBRAHIM et al., 2013; ANAND et al., 2017; CESCHIN et al., 2021). Nesse contexto, cresce o interesse pela utilização da fitorremediação, técnica que objetiva descontaminar solo, água e ar por meio da utilização de plantas (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000). Como a evolução das tecnologias vem sendo direcionada para soluções cada vez mais amigas do ambiente, já existe um reconhecimento comprovado de que processos de atenuação natural como a fitorremediação podem contribuir de forma significativa no controle da contaminação ambiental, além de ser economicamente mais viáveis do que as outras tecnologias empregadas (WEI et al., 2021; SHEN et al., 2021). Com efeito, a fitorremediação pode custar até 40 vezes menos do que outras técnicas de descontaminação, como a incineração (SCHNOOR, 1997).

A fitorremediação consiste no emprego de plantas para conter, remover ou transformar compostos tóxicos presentes no ambiente, diminuindo os teores desses elementos a níveis ambientalmente seguros (VIEIRA et al., 2015). Para Martins et al. (2009), essa técnica é vantajosa, uma vez que necessita de baixo investimento e permite que vários compostos possam ser fitorremediados em um mesmo local – para além do seu fácil manejo e das melhorias que proporcionam para a área – como uma melhor aeração do solo. Ademais, a fitorremediação é uma técnica que pode potencialmente ajudar na restauração de solos e corpos hídricos poluídos (YAO et al., 2009).

Existem várias técnicas de fitorremediação, como a fitoestabilização, rizodegradação, fitofiltração, fitodegradação, fitovolatilização, fitoacumulação e fitoextração. A fitoextração consiste na absorção do contaminante pelas raízes, os quais são transportados para dentro da planta e acumulados na parte aérea dela, sendo esta última ação particularmente interessante para áreas contaminadas com herbicidas (SANTOS et al., 2012; SHARMA et al., 2015). De fato, além de absorver a água e os nutrientes necessários para o seu crescimento e desenvolvimento, algumas espécies vegetais são capazes de absorver grandes quantidades de elementos poluentes, funcionando como filtros biológicos (SILVA et al., 2019). Em um ambiente aquático, a fitorremediação é atribuída principalmente ao uso de macrófitas aquáticas como o aguapé (*Eichhornia crassipes*) e a alface d'água (*Pistia stratiotes*), que têm potencial para a remoção de poluentes tóxicos como os herbicidas, sendo de extremo interesse para pesquisas na

área da fitorremediação (RUBIO et al., 2004; WOLFF et al., 2009). No Brasil, sabe-se que algumas empresas estatais e privadas, bem como as instituições acadêmicas, pesquisam e exploram métodos de biorremediação por meio da fitorremediação (DINARDI, 2003).

Embora seja uma tecnologia promissora, a fitorremediação também apresenta algumas limitações, a saber: i) resultados mais lentos do que aqueles apresentados por outras tecnologias; ii) estabilização e crescimento vegetal nos sítios contaminados; e iii) há a necessidade de a planta apresentar uma boa biomassa vegetal quando ocorre a fitoextração de poluentes não metabolizáveis seguida de uma disposição apropriada após sua remoção (TAVARES, 2009). Outra limitação da fitorremediação consiste na sensibilidade das plantas ao poluente. Com efeito, plantas utilizadas na fitorremediação, além de ser capazes de acumular o contaminante, também devem ser tolerantes ao poluente em questão, a fim de garantir a sua sobrevivência e a continuidade dos processos de absorção (VASCONCELLOS et al., 2012). Todavia, a presença de herbicidas nas células vegetais desencadeia uma série de danos que comprometem o metabolismo e a sobrevivência das espécies (FORNI, 2014).

3. NANOPARTÍCULAS DE ÓXIDO DE ZINCO: APRIMORANDO A FITORREMEDIAÇÃO

A nanotecnologia desempenha um papel benéfico em muitos campos, como na ciência de materiais, na ciência farmacêutica e na agricultura. Nas últimas décadas, a nanotecnologia aprimorou diversos setores da sociedade, como o setor agrícola industrial. As nanopartículas (NPs) são as partículas com dimensão entre 1 e 100 nm de tamanho que apresentam características únicas e especiais em comparação com as suas contrapartes em massa (IRSHAD et al., 2020). Existem vários tipos de NPs, incluindo NPs de engenharia baseados em metal e carbono (REDDY et al., 2017; LIAN et al., 2020). As NPs de óxido de zinco (ZnO) estão entre as mais amplamente utilizadas em todo o mundo (KELLER et al., 2013). As NPs de ZnO são consumidas em várias indústrias, incluindo materiais de borracha, tintas, plástico, vidro, cerâmica, cimento, pigmentos, suplementos alimentares e baterias, devido ao seu baixo preço e disponibilidade (MOEZZI et al., 2012). A razão por trás de seu amplo uso são as suas

características distintas, como a baixa energia de *Band gap* e os efeitos piezoelétricos (LAURENTI et al., 2015).

O zinco é um dos micronutrientes essenciais que desempenha um papel importante como cofator funcional, estrutural e regulador de muitas enzimas vegetais. Por ser necessário para a produção de clorofila, o funcionamento do pólen, a fertilização e a germinação das sementes, consequentemente, também influencia no aumento do crescimento e da produtividade das plantas (CAKMAK, 2000; REZAUL; RAHMAN, 2015). Estudos demonstraram que o uso de diferentes fertilizantes à base de Zn desempenha um papel importante para as plantas. Em trabalho realizado por Burman et al. (2013), os autores usaram mudas tratadas com nanopartículas de ZnO, assim houve um acúmulo geral de biomassa melhorando. Essa resposta pode ser atribuída aos baixos níveis de Espécies Reativas de Oxigênio (EROs), o que gera uma menor peroxidação de lipídios (CAKMAK, 2000). Plantas tolerantes a herbicidas como o Atz apresentam robustos mecanismos de defesa antioxidante, o que abrange o aumento na concentração ou na atividade de enzimas envolvidas na eliminação de EROs, a exemplo das enzimas superóxido dismutases, peroxidases, peroxidases do ascorbato e catalases (VIEIRA et al., 2021). Além disso, a glutathione S-transferase desempenha um papel importante na resposta do estresse causado pelo Atz nas plantas, sendo considerada uma enzima de desintoxicação, uma vez que metaboliza grande variedade de compostos xenobióticos por meio da conjugação destes com glutathione reduzida, formando substâncias de baixa toxicidade que são direcionadas para o vacúolo (CATANEO et al., 2003). O Zn é capaz de aumentar a resposta antioxidante das plantas, contribuindo, assim, para a sua menor toxidez (CAKMAK, 2000). Com base nesses fatos, tem-se buscado, cada vez mais, desenvolver materiais para fornecer Zn para as plantas de forma eficiente, sendo importante o papel da nanotecnologia nesse processo (BURMAN et al., 2013).

Akhtar et al. (2021) estudaram os efeitos sinérgicos entre as nanopartículas de óxido de zinco e as bactérias, reduzindo a toxicidade de metais pesados na planta de arroz, o que resultou em um maior crescimento vegetal e um maior índice de tolerância das plantas. Esse estudo sugeriu que o tratamento sinérgico de bactérias com concentrações mais baixas de ZnO-NPs ajuda as plantas a reduzir a toxicidade de metais pesados,

especialmente chumbo (Pb) e cobre (Cu). Venkatachalam et al. (2016) também reportaram que as ZnO-NPs aliviam os danos desencadeados por metais pesados em mudas de *Leucaena leucocephala*. Hussain et al. (2021) estudaram os efeitos das nanopartículas de óxido de zinco sobre antioxidantes, conteúdo de clorofila e prolina em *Persicaria hydropiper L.*, e observaram que, em concentrações adequadas, as nanopartículas são capazes de promover uma fitorremediação mais eficiente. De forma similar, Faizan et al. (2021) observaram que as nanopartículas de óxido de zinco (ZnO-NPs) aliviam os efeitos adversos do cádmio em *Oriza sativa* por meio da modulação do sistema de defesa antioxidante, diminuindo o estresse oxidativo nas plantas.

4. USO DE PLANÁRIAS PARA AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE DE ÁGUA FITORREMEIADA

Em associação com a fitorremediação, é importante monitorar os ambientes aquáticos, a fim de avaliar se a remoção do poluente foi eficiente e se os níveis de contaminantes na água não comprometem mais a biodiversidade. Para isso, o controle ambiental de riscos ecológicos deve envolver uma abordagem integrada por meio do monitoramento da qualidade física, química e biológica da água, bem como da avaliação da qualidade estrutural de habitats (GOULART et al., 2003).

A utilização de organismos como bioindicadores para avaliação da contaminação ambiental é uma importante prática que fornece informações relevantes sobre o ambiente a ser monitorado. Essa estratégia, quando comparada aos métodos mais tradicionais, oferece várias vantagens no que se refere à previsão do fluxo de contaminantes nas populações da cadeia trófica (LÓPEZ et al., 2021), além de fornecer informações sobre a biodisponibilidade do poluente e apresentar uma medida integrada, ao longo do tempo, sobre a contaminação ambiental.

Dentre os vários organismos que podem ser utilizados para o biomonitoramento ambiental, destaca-se as planárias. As planárias de água doce têm sido reportadas como bons organismos bioindicadores de contaminação por agrotóxicos, para além de serem sensíveis a diferentes xenobióticos (NEWMARK; ALVARADO, 2002; REDDIEN; ALVARADO, 2004; INOUE et al., 2004, 2015; BUTTARELLI et

al., 2008; WU; LI, 2018; OFOEGBU et al., 2018, 2019; SARAIVA et al., 2020). Planárias são invertebrados representativos em ambientes aquáticos, ocupam diferentes níveis tróficos e apresentam reprodução sexuada e assexuada, sendo fáceis de capturar – em razão disso, o uso desses organismos possibilita ensaios ecotoxicológicos rápidos e a baixo custo. Por possuírem elevada capacidade regenerativa, exibem respostas semelhantes àquelas observadas em mamíferos (OFOEGBU et al., 2019; SARAIVA et al., 2020; DORNELAS et al., 2020). Por exemplo, a espécie *Girardia tigrina* tem sido amplamente estudada em ensaios ecotoxicológicos, nos quais a mensuração de parâmetros de regeneração, alimentação, locomoção e reprodução, permite a determinação de concentrações seguras, Concentração de Efeito Não Observado (CENO); e não seguras, Concentração de efeito observado (CEO), de um determinado xenobiótico (DORNELAS et al., 2021; LOPÉZ et al., 2021; SIMÃO et al., 2021; OFOEGBU et al., 2019).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A água é um recurso natural finito e, por esse motivo, corresponde a uma das maiores preocupações do futuro da humanidade. Por isso, cada vez mais a sociedade precisa questionar a forma como vem sendo utilizada pelos diversos setores produtivos no mundo. Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO), a agricultura tem sido apontada como consumidora de 70% das reservas globais de água doce. Embora práticas de reuso sejam importantes e auxiliem na reversão desse quadro, a prática de irrigação com águas de reuso é realizada, por muitas vezes, sem planejamento ou controle no Brasil, culminando numa prática prejudicial à saúde pública e ambiental (TINOCO, 2008). Assim, a fitorremediação surge como uma alternativa eficiente e de baixo custo para descontaminar corpos hídricos, permitindo a conservação dos recursos hídricos, assim como a reutilização segura da água.

6. REFERÊNCIAS

ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. *In*: Novais, R. F.; Alvarez, V.; V. H.; Schaefer,

C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000, v. 1, p. 299-352.

AKHTAR, N. *et al.* Synergistic Effects of Zinc Oxide Nanoparticles and Bacteria Reduce Heavy Metals Toxicity in Rice (*Oryza sativa L.*). **Plant Toxics**, [s. l.], v. 9, p. 113, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxics9050113>.

ANAND, S. *et al.* Macrophytes for the reclamation of degraded waterbodies with potential for bioenergy production. **Springer Singapore**, [s. l.], p. 333-351, 2017.

ARMAS, E. D. *et al.* Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimento do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Química Nova**, São Paulo, SP, v. 30, p. 1119-1127, 2007.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARRETO, F. M. D. S.; ARAÚJO, J. C. D.; NASCIMENTO, R. F. D. Caracterização Preliminar da Carga de Agrotóxico Presente na Água Subterrânea em Tianguá – Ceará (BRASIL). *In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS*, 2004, São Paulo. **Anais/Resumos?** [...]. São Paulo: ABAS – Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2004. p. 20.

BECKER, R. W. *et al.* Pesticides in surface water from Brazil and Paraguay cross-border region: screening using LC-QTOF MS and correlation with land use and occupation through multivariate analysis. **Microchemical Journal**, [s. l.], 2021.

BROVINI, E. M. *et al.* Three-bestseller pesticides in Brazil: Freshwater concentrations and potential environmental risks. **Science of The Total Environment**, [s. l.], p. 771, 2021.

BURMAN, U.; SAINI, M.; KUMAR, P. Effect of zinc oxide nanoparticles on growth and antioxidant system of chickpea seedlings. **Toxicological and Environmental Chemistry**, [s. l.], v. 95, n. 4, p. 605-612, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1080/02772248.2013.803796>.

BUTTARELLI, F. R.; PELLICANO, C.; PONTIERI, F. E. Neuropharmacology and Behavior in Planarians: Translations to Mammals. **Comparative Biochemistry and Physiology - C Toxicology and Pharmacology**, [s. l.], v. 147, n. 4, p. 399-408, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2008.01.009>.

CAKMAK, I. Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. **New Phytology**, [s. l.], v. 146, p. 185-205, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00630.x>.

CATANEO, A. C. *et al.* Glutathione S-Transferase Activity on the Degradation of the Herbicide Glyphosate in Maize (*Zea mays*) Plants. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 21, n. 2, p. 307-312, 2003.

CESCHIN, S.; BELLINI, A.; SCALICI, M. Aquatic plants and ecotoxicological assessment in freshwater ecosystems: a review. **Environmental Science Pollution Resource**, [s. l.], v. 28, p. 4975-4988, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11496-3>.

COELHO, E. R. C.; BERNADO, L. di. Presença e formação Atrazina e os subprodutos e Desetilatrazina, Desisopropilatrazina e Desetilhidroxiatrazina em sistema combinado de ozonização e filtração lenta. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 22, n. 4, 2017.

DERAKHSHAN, Z. *et al.* Biodegradation of atrazine from wastewater using moving bed biofilm reactor under nitrate-reducing conditions: A kinetic study. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 212, p. 506-513, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.043>.

DINARDI, A. L. *et al.* Fitorremediação. III Fórum de Estudos Contábeis, Faculdades Integradas Claretianas. **Anais**. Rio Claro, São Paulo, 2003.

DORNELAS, A. S. P. *et al.* Lethal and sublethal effects of the saline stressor sodium chloride on *Chironomus xanthus* and *Girardia tigrina*. **Environ. Sci. Pollut.**, [s. l.], p. 1-11, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09556-9>.

DORNELAS, A. S. P. *et al.* Effects of two biopesticides and salt on behaviour, regeneration and sexual reproduction of the freshwater

planarian *Girardia tigrina*. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], p. 404, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124089>.

EPA, 2019. Aquatic life benchmarks and ecological risk assessments for registered pesticides. **Pesticide Science and Assessing Pesticide Risks**. Disponível em: <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/aquatic-life-benchmarks-and-ecological-risk>

ESPERANZA, M. *et al.* Alterations on photosynthesis-related parameters in *Chlamydomonas reinhardtii* cells exposed to atrazine: A multiple approach study. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 554-555, p. 237-245, 2016.

FAIZAN, M. *et al.* Zinc oxide nanoparticles alleviates the adverse effects of cadmium stress on *Oryza sativa* via modulation of the photosynthesis and antioxidant defense system. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 1, p. 220-112401, 2021. DOI: [10.1016/j.ecoenv.2021.112401](https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112401).

FAN, W. Q. *et al.* Atrazine-induced aromatase expression is SF-1 dependent: implications for endocrine disruption in wildlife and reproductive cancers in humans. **Environmental Health Perspectives**, [s. l.], v. 115, p. 720-727, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.9758>.

FAO, 2020. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAOSTAT, Agri-environmental Indicators Pesticides. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/EP>. Acesso em: dez. 2021.

FERREIRA, C. R. R. P. T.; VEGRO, C. L. R.; CAMARGO, M. de L. B. Defensivos agrícolas: desempenho recorde em 2010 e expectativas de aumento nas vendas em 2011. **IEA**, [s. l.], 2011. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/out/LerTexto.php?codTexto=12192>. Acesso em: 17 jan. 2013.

GARCÍA, M. Á.; SANATA EUFEMIA, M.; MELGAR, M. J. Triazine residues in raw milk and infant formulas from spanish northwest, by a diphasic dialysis extraction. **Food and Chemical Toxicology**, [s. l.], v. 50, n. 3-4, p. 503-510, 2011. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2011.11.019](https://doi.org/10.1016/j.fct.2011.11.019).

GIANESSI, P. L. The Increasing Importance of Herbicides in Worldwide Crop Production. **Pest Management Science**, [s. l.], v. 69, n. 10, p. 1099-1105, 2013.

GONZALEZ, J. M. Runoff and losses of nutrients and herbicides under long-term conservation practices (no-till and crop rotation) in the U.S. Midwest: A variable intensity simulated rainfall approach. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 6, p. 265-274, 2018.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FEPAM**, [s. l.], v. 2, 2003.

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

HUSSAIN, F.; FAZAL, H.; RONG-LIANG, Q. Effects of zinc oxide nanoparticles on antioxidants, chlorophyll contents, and proline in *Persicaria hydropiper* L. and its potential for Pb phytoremediation. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 28, p. 34697-34713, 2021.

IBAMA. Painel de Informações sobre a Comercialização de Agrotóxicos e Afins no Brasil – série histórica 2009 - 2020. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/paineis-de-informacoes-de-agrotoxicos#Painel-comercializacao>. Acesso em: 29 agosto. 2022.

IBAMA. **Relatórios de comercialização de Agrotóxicos** – Boletim anual de produção, importação, exportação e vendas de agrotóxicos no Brasil. Brasília, 2019. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletinsanuais>. Acesso em: 14 fev. 2019b.

IBRAHIM, S. I. *et al.* Phytoremediation of atrazine-contaminated soil using *Zea mays* (maize). **Annals of Agricultural Sciences**, [s. l.], v. 58, n. 1, p. 69-75, 2013.

INOUE, T. *et al.* Planarian shows decision-making behavior in response to multiple stimuli by integrative brain function. **Zoological Letters**, [s. l.], v. 1, n. 7, p. 1-15, 2015.

INOUE, T. *et al.* Morphological and functional recovery of the planarian photosensing system during head regeneration. **Zoological Science**, [s. l.], v. 21, p. 275-283, 2004.

IRSHAD, M. A. *et al.* Synthesis and characterization of titanium dioxide nanoparticles by chemical and green methods and their antifungal activities against wheat rust. **Chemosphere**, [s. l.], v. 258, p. 1-10, 2020.

KELLER, A. A. *et al.* Global life cycle releases of engineered nanomaterials. **Journal Of Nanoparticle Research**, [s. l.], v. 15, p. 1-10, 2013.

LAURENTI, M. *et al.* Nanobranched ZnO structure: p-type doping induces piezoelectric voltage generation and ferroelectric–photovoltaic effect. **Advanced Materials**, [s. l.], v. 27, p. 4218-4223, 2015.

LIAN, J. *et al.* Foliar spray of TiO₂ nanoparticles prevails over root application in reducing Cd accumulation and mitigating Cd-induced phytotoxicity in maize (*Zea mays L.*). **Chemosphere**, [s. l.], v. 239, p. 1-12, 2020.

LÓPEZ, A. M. C. *et al.* Behavioral parameters of planarians (*Girardia tigrina*) as fast screening, integrative and cumulative biomarkers of environmental contamination: preliminary results. **Water (Switzerland)**, [s. l.], p. 8-13, 2021.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/ptbr/assuntos/insumosagropecuarios/insumosagricolas/agrotoxicos/informacoes-tecnicas>. Acesso em: 24 jul. 2021.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/agrotoxicos>. Acesso em: 27 mar. 2018.

MARKWELL, J.; NAMUTH, D.; HERNANDEZ-RIOS, I. Introducción a los herbicidas que actúan a través de la fotosíntesis, 2006. Disponível em: http://plantandsoil.unl.edu/croptechnology2005/weed_science/. Acesso em: 14 fev. 2015.

MARTINS, D. *et al.* Ação de adjuvantes na absorção e translocação de Glyphosate em plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*). **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, p. 155-163, 2009.

MOEZZI, A.; MCDONAGH, A. M.; CORTIE, M. B. Zinc oxide particles: synthesis, properties and applications. **Chem. Eng. J.**, [s. l.], v. 15, p. 1-22, 2012.

MOREIRA, J. C. *et al.* Contaminação de águas superficiais e de chuva por agrotóxicos em uma região do estado do Mato Grosso. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, RJ, v. 17, p. 557-1568, 2012.

NEWMARK, P. A.; ALAVARADO, A. S. Not your father's planarian: a classic model enters the era of functional genomics. **Nature Reviews Genetics** 3, [s. l.], 2002. DOI: <https://doi.org/10.1038/nrg759>.

OFOEGBU, P. U. *et al.* Combined effects of NaCl and fluoxetine on the freshwater planarian, *Schmidtea mediterranea* (Platyhelminthes: DugesIIDae). **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 26, n. 11, p. 1326-11335, 2019.

OFOEGBU, P. U. *et al.* Effects of low concentrations of psychiatric drugs (carbamazepine and fluoxetine) on the freshwater planarian, *Schmidtea mediterranea*. **Chemosphere**, [s. l.], v. 217, p. 542-549, 2018.

OLIVEIRA, J. L. M. **Comportamento do dicofol e da atrazina nos processos de tratamento de esgoto por lodo ativado e de pós-tratamento do lodo por biodigestores anaeróbios**. 2008. 138 f. Tese (Doutorado em Microbiologia) — Instituto de Microbiologia Prof. Paulo de Góes, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

OLIVEIRA, R. C. D. Bee pollen as a bioindicator of environmental pesticide contamination. **Chemosphere**, [s. l.], p. 525-534, 2016.

PERES, F.; MOREIRA, J. C.; DUBOIS, G. S. Agrotóxicos, saúde e ambiente: uma introdução ao tema. *In*: PERES, F.; MOREIRA, J. (orgs.). **É veneno ou é remédio?** - agrotóxicos, saúde e ambiente. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2003. p. 21-41.

PÉREZ, D. J.; DOUCETTE, W. J.; MOORE, M. T. Atrazine uptake, translocation, bioaccumulation and biodegradation in cattail (*Typha latifolia*) as a function of exposure time. **Chemosphere**, [s. l.], p. 287, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132104>.

PETERSON, D. E. *et al.* **Herbicide mode of action**. Topeka: Kansas State University, 2001. 24 p.

REDDIEN, P. W.; ALVARADO, A. S. Fundamentals of Planarian Regeneration. **Annual Review of Cell and Developmental Biology**, [s. l.], p. 725-57, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.cellbio.20.010403.095114>.

REDDY, P. A. *et al.* Enhanced hydrogen production activity over BiOXTiO₂ under solar irradiation: improved charge transfer through bismuth oxide clusters. **Journal of Energy Chemistry**, [s. l.], v. 26, n. 3, p. 390-397, 2017.

REZAUL, K.; RAHMAN, M. A. Drought risk management for increased cereal production in Asian least developed countries. **Weather Climated Extremes**, [s. l.], v. 7, p. 24-35, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wace.2014.10.004>.

RIBEIRO, A. B. *et al.* Removal of organic contaminants from soils by an electrokinetic process: the case of atrazine. Experimental and modeling. **Chemosphere**, [s. l.], v. 59, n. 9, p. 1229-1239, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.054>.

ROMAN, E. E. *et al.* **Como funcionam os herbicidas da biologia à aplicação**. Passo Fundo: Gráfica Berthier, 2007.

RUBIO, J. *et al.* Plantas aquáticas: sorventes naturais. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 35, n. 205, p. 68-71, 2004.

SANTOS, C. H. *et al.* Potencial de fitoextração de Pb por mamoneiras em solo contaminado. **Semina Ciência Agrária**, [s. l.], v. 33, n. ou p. 1427, 2012.

SARAIVA, A. S. *et al.* Strategies of cellular energy allocation to cope with paraquat-induced oxidative stress: Chironomids vs Planarians and the importance of using different species, **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 741, 2020.

SCHNOOR, J.L. Phytoremediation Iowa. GWRTAC- Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. **Technology Evaluation Report**, [s. l.], 1997.

SHARMA, S.; SINGH, B.; MANCHANDA, V. K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes

in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 22, p. 946-962, 2015.

SHEN, X. *et al.* A Critical Review on the Phytoremediation of Heavy Metals from Environment: Performance and Challenges. **Chemosphere**, [s. l.], volume 291, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132979>.

SILVA, C. L.; BASSI, N. S. S.; JUNIOR, W. F. R. Technologies for rational water use in Brazilian agriculture. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 11, n. 2, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambiente.1808>.

SILVA, F. B. *et al.* Atrazine toxicity to *Handroanthus heptaphyllus*, a nontargetspecies from a Brazilian biome threatened by agriculture. **Environmente Qual. Manage**, [s. l.], v. 30, p. 17-25, 2020.

SILVA, T. J. *et al.* Fitorremediação de Solos Contaminados com Metais: Panorama Atual e Perspectivas de uso de Espécies Florestais **Revista Virtual Química**, Niterói, v. 11, p. 18-34, 2019.

SIMÃO, F. C. P. *et al.* Effects of pyrene and benzo[a]pyrene on the reproduction and newborn morphology and behavior of the freshwater planarian *Girardia tigrina*, **Chemosphere**, [s. l.], parte 1, v. 264, 2021.

SINDAG - Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola. **Estatísticas de consumo de defensivos agrícolas no Brasil**. São Paulo, 2001. Disponível em: http://www.sindag.com.br/dados_mercado.php. Acesso em: 17 jan. 2013.

SUN, C. *et al.* To evaluate the toxicity of atrazine on the freshwater microalgae *Chlorella sp.* using sensitive indices indicated by photosynthetic parameters. **Chemosphere**, [s. l.], v. 244, p. 125-514, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125514>.

TAN, L. R. *et al.* A collection of cytochrome P450 monooxygenase genes involved in modification and detoxification of herbicide atrazine in rice (*Oryza sativa*) plants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 119, p. 25-34, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.035>.

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. 2009. 415 páginas. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) — Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

TIAN, Y. *et al.* Atrazine exposure improves the proliferation of H22 cells in vitro and in vivo. **RSC Advances**, [s. l.], v. 8, n. 39, p. 21759-21767, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1039/C8RA02671H>.

TINOCO, J. E. P.; KRAEMER, M. E. **Contabilidade e Gestão Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

TODESCHINI, B. H. **Avaliação da presença de agrotóxicos por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas em águas superficiais e na rede pública de abastecimento de água no Rio Grande do Sul**. 2013. 122 f. Dissertação (Mestrado em perícia criminal ambiental) — Programa de pós-graduação em perícia criminal ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Pesticides: Reregistration, Atrazine Updates**. Washington, DC, 2012. Disponível em: http://www.epa.gov/pesticides/Reregistration/atrazine/atrazine_update.htm#cws.

VASCONCELLOS, M. C.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia: Ambiente e Diversidade**, [s. l.], v. 83, p. 261, 2012.

VELISEK, J. *et al.* Effects of long-term exposure to simazine in real concentrations on common carp (*Cy 5151367208 prinuscarpio L.*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 76, n. 2, p. 79-86, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.10.013>.

VENKATACHALAM, P. *et al.* Zinc oxide nanoparticles (ZnONPs) alleviate heavy metal-induced toxicity in *Leucaena leucocephala* seedlings: A physiochemical analysis. **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], p. 110, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2016.08.022>.

VIEIRA, L. A. J. et al. Water contamination with atrazine: is nitric oxide able to improve *Pistia stratiotes* phytoremediation capacity? **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 272, 2021.

VIEIRA, L. R. et al. Toxicidade de cádmio em plantas. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 1574-1588, 2015.

WARNEMUENDE, E. A. et al. Effects of tilling no-till soil on losses of atrazine and glyphosate to runoff water under variable intensity simulated rainfall. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 95, p. 19-26, 2007.

WEI, Z. et al. Perspectives on Phytoremediation of Zinc Pollution in Air, Water and Soil. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, [s. l.], 2021.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking water quality**. 4. ed., [s. l.], v. 1, 2017. Disponível em: <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950eng.pdf;jsessionid=3FCA37069207D6A3E9B5117CCD3A1AE9?sequence=1>. Acesso em: 9 ago. 2017.

WOLFF, G. et al. Efeitos da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta Daninha**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, p.133-137, 2009.

WU, J. P.; MEI, H. L. The Use of freshwater planarians in environmental toxicology studies: advantages and potential. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 161, p. 45-56, 2018.

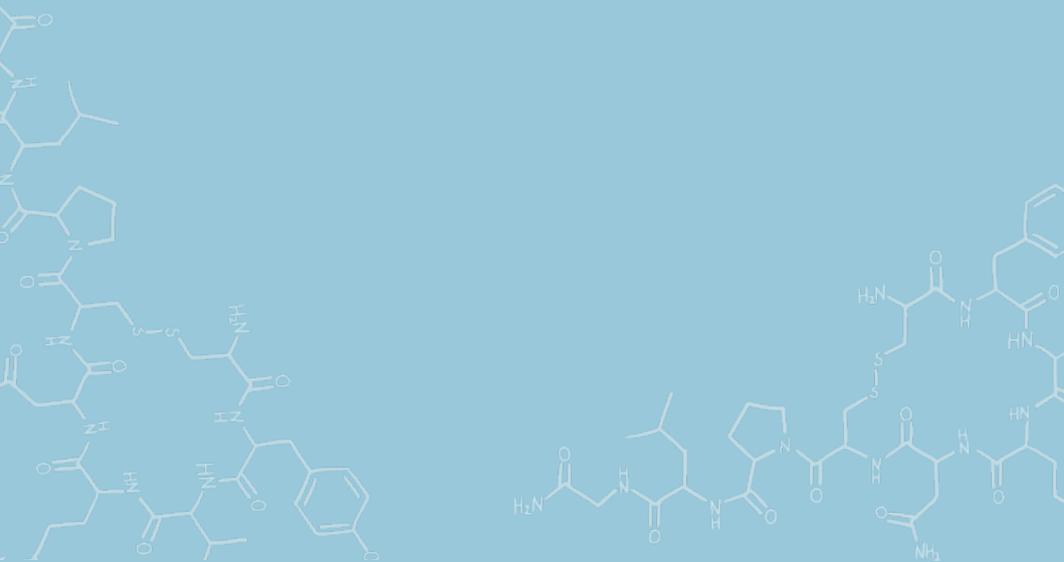
YAO, B. et al. Microbial activity and degradation of atrazine in poplar rhizosphere during the soil phytoremediation. **Scientia Silvae Sinicae**, [s. l.], v. 45, n. 6, p. 149-152, 2009.

ZHAO, S. et al. The evaluation of microbial inoculation and vegetation to enhance the dissipation of atrazine and metolachlor in soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, [s. l.], v. 24, p. 2428-2434, 2005.



CAPÍTULO 4

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS POR MEIO DO BIOMONITORAMENTO – UMA REVISÃO



AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS POR MEIO DO BIOMONITORAMENTO – UMA REVISÃO

Natyelle Santos Soares¹

Alex Silva Cotrim¹

Priscila Ferreira Batista¹

Paulo Eduardo de Menezes-Silva¹

Fernanda dos Santos Farnese¹

RESUMO

Os pesticidas são comumente utilizados por agricultores e o acelerado desenvolvimento desses produtos está estreitamente relacionado a sua capacidade efetiva no controle de pragas e de doenças. No Brasil, a agricultura é fundamentada no uso de defensivos agrícolas sintéticos, a fim de garantir o alto rendimento do cultivo e promover o bom retorno financeiro. O atrazina destaca-se entre os herbicidas mais utilizados no Brasil. Apesar dos benefícios relacionados ao uso desses produtos químicos sintéticos, eles podem causar impactos negativos diversos no ambiente ecológico, como a contaminação da água potável e dos alimentos; o desequilíbrio do meio ambiente; a intoxicação de animais e ser humano; a eliminação de inimigos naturais, entre outros. Devido às consequências trazidas pela contaminação, há uma grande necessidade de avaliar e monitorar a qualidade da água, o que é feito por meio do biomonitoramento, um procedimento que utiliza biomarcadores e bioindicadores eficazes na indicação de impactos ambientais. O objetivo desta pesquisa é dispor sobre os estudos que demonstram a eficiência dos bioindicadores de ambientes que apresentam toxidade. Nesse sentido, o estudo de planárias de água doce e de macrófitas como bioindicadores de toxidade ambiental tem sido intensificado em decorrência da facilidade em mantê-las e reproduzi-las, assim como por sua sensibilidade na detecção de poluentes.

Palavras-Chave: Planárias. Bioindicadores. Biomarcadores. Herbicida.

1 Laboratório de Estudos Aplicados em Fisiologia Vegetal (LEAF): Instituto Federal Goiano (IF Goiano) – Campus Rio Verde.

1. PESTICIDAS E A CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

A agricultura é uma atividade de natureza econômica realizada em toda esfera global para a produção de alimentos, sendo necessário o uso de técnicas para obter maior produtividade. Atualmente, o uso de tecnologias tem se tornado essencial na produção de produtos com maior qualidade e lucratividade (LIMA et al., 2019). O Brasil é um dos grandes produtores e exportadores de culturas agrícolas do mundo, ocupando posição de destaque na produção de diversos alimentos, a exemplo da soja, sendo o maior produtor mundial dessa leguminosa. Com efeito, dados apresentados pela Embrapa (2021) revelam que os valores obtidos da safra de 2020/21 contabilizam 362,947 milhões de toneladas de soja produzidas em todo mundo, sendo que, apenas no Brasil, foram produzidas 135,409 milhões de toneladas, estando os EUA em segundo lugar, com uma produção de 112,549 milhões de toneladas. Dentre os estados brasileiros, o Mato Grosso é destaque na produção da soja, produzindo 35,947 milhões de toneladas dessa leguminosa, seguido pelos estados do Paraná, com 19,872 milhões de toneladas; Rio Grande do Sul, com 20,164 milhões de toneladas, e Goiás, cuja produção é de 13,720 milhões de toneladas. Outros produtos agrícolas também merecem destaque, como a produção de milho, que ocupou a terceira colocação, com R\$ 138,4 bilhões de reais em 2021.

O agronegócio é um fator essencial no exercício econômico brasileiro, em razão disso, além da maquinaria utilizada no campo, há também a utilização de produtos que promovem a produção em sua capacidade máxima, gerando mais lucros aos produtores e causando menos danos nas plantações. Nesse sentido, o uso de produtos químicos sintéticos tem crescido exponencialmente (ZHOU; LI, 2021). Existe uma variedade de agrotóxicos que são classificados a partir do seu alvo de ataque, como os pesticidas, que são substâncias químicas ou um agente biológico usado no combate às pragas; os inseticidas, que são utilizados para o controle de insetos em geral; os larvicidas, que atuam contra larvas de insetos; os fungicidas, que têm a função de proteger as lavouras contra o ataque de fungos, e os herbicidas, que atuam contra ervas daninhas e outras plantas competidoras (ALMEIDA, 1985). O uso indiscriminado desses produtos, no entanto, pode causar impactos negativos diversos ao meio ambiente, como a contaminação da água potável e dos alimentos, o desequilíbrio

ambiental, a intoxicação de animais e do ser humano e a eliminação de inimigos naturais, dentre outros (ROSTAMI, 2021).

Uma pesquisa realizada por Aranha e Rocha (2019) apresentou dados sobre o número de agrotóxicos presentes na água em cidades brasileiras entre os anos de 2014 a 2017. Foram avaliados 27 tipos de poluentes, como resultado, em alguns municípios, todos os 27 poluentes testados foram detectados na água potável, como é o caso do município de Camapuã, interior do Mato Grosso do Sul. Outro dado importante diz respeito à proibição, na União Europeia, de 21 agrotóxicos dos 27 totais liberados no Brasil, o que indica os riscos que esses produtos podem trazer à saúde. De acordo com esse estudo, os estados que se destacam no elevado número de poluentes na água são: Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, São Paulo e Paraná. Dentre os 27 agrotóxicos, existem aqueles compostos com o Diuron, que é medianamente tóxico e tem o seu uso autorizado tanto no Brasil quanto na União Europeia, e o DDT (diclorodifeniltricloroetano), que está classificado como extremamente tóxico, sendo proibido no Brasil e na União Europeia. O herbicida atrazina está na lista dos agrotóxicos testados e avaliados como altamente perigosos. Todavia, embora seja proibido na União Europeia, que o classifica como uma substância capaz de provocar distúrbios hormonais e endócrinos, o mesmo não acontece no Brasil, que permite o uso desse herbicida.

2. A CONTAMINAÇÃO COM ATRAZINA NO BRASIL E NO MUNDO

Dentre os diversos produtos químicos diariamente empregados na agricultura, destaca-se o atrazina. O atrazina (ATZ, 2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina) é amplamente usado como herbicida na agricultura para o controle de ervas daninhas, gramíneas, milho, cana-de-açúcar, sorgo e outras culturas (DIAO et al., 2020). Entre os anos de 2014 a 2016, o uso de atrazina no Brasil atingiu a marca de 28.615,70 toneladas (ton). Em contrapartida, entre os anos de 2018 a 2019, ocorreu uma queda para a marca de 23.429,38 ton. Apesar dessa queda, os números ainda são expressivamente altos e posicionam o atrazina como um dos agrotóxicos mais comercializado no país (MATIAS et al., 2021). Vale destacar que a venda de agrotóxicos no país movimentou cerca de US\$ 10

bilhões por ano, o que representa 20% do mercado global. Comparando com outros países da América Latina, o Brasil ocupa o 6º lugar no uso de agrotóxicos por área cultivada de 2,77 kg ha⁻¹ (BARIZON et al., 2019).

Com seu uso generalizado a longo prazo, há o acúmulo de altas concentrações residuais de atrazina no solo, além de ocorrer a transferência para corpos d'água, contaminando as águas superficiais e subterrâneas. Por apresentar características de baixa biodegradabilidade e meia-vida longa (SCOTT et al., 2009), o atrazina pode resistir no ambiente e ser detectado na água e no solo em concentrações consideradas tóxicas (DIAO et al., 2021). A concentração máxima de atrazina permitida em águas brasileiras é de 2 µg/L (DIAS et al., 2018), ao passo que, na legislação europeia, a concentração permitida é de 0,1 µg/L, um valor substancialmente menor do que o do Brasil. Cabe ressaltar, ainda, que além da sua legislação regulamentando uma concentração segura na água, o uso de atrazina está proibido na Europa desde 2004, enquanto esse herbicida continua sendo amplamente utilizado no Brasil (FREITAS; REGINO, 2020).

As consequências para o meio ambiente são preocupantes. Em um estudo realizado por Barizon et al. (2019), amostras de água de 12 localidades ao longo do rio Camanducaia e seus afluentes foram analisadas durante um período de 4 meses. Nesse estudo, detectou-se sete pesticidas, mas apenas o atrazina e o diuron estiveram presentes em concentrações acima do limite, sendo observado que a detecção do atrazina foi maior do que o esperado para um sistema fluvial. A alta toxidez do herbicida atrazina, aliada às altas concentrações na água, torna necessário o desenvolvimento de ferramentas tanto para monitorar esse poluente, por meio do biomonitoramento, quanto para retirá-lo da água.

O herbicida atrazina atua nas plantas como inibidor do fotossistema II, impedindo o transporte de elétrons. Isso ocorre a partir da associação do atrazina ao sítio de ligação da Q_b, na proteína D1 do fotossistema II, que fica localizado nas membranas dos tilacóides dos cloroplastos, impedindo o transporte dos elétrons de Q_A para Q_B, além de interromper a fixação de CO₂ e a produção de ATP e NADPH₂ (OLIVEIRA, 2020). As plantas possuem um sistema de proteção que elimina as formas tóxicas do oxigênio, todavia, quando se trata de inibição do fotossistema II causado por herbicidas, há uma sobrecarga no sistema e a geração de espécies

reativas de oxigênio em excesso, comprometendo a estrutura e a função de proteínas, lipídeos e ácidos nucleicos (ALBUQUERQUE et al., 2020).

Além das plantas, outros organismos também podem ser prejudicados pela presença de atrazina no ambiente. Em um experimento realizado por Albuquerque et al. (2021), foram apresentados resultados que demonstraram a toxicidade do atrazina, mesmo em concentração considerada aceitável pelas agências reguladoras brasileiras ($2 \mu\text{g L}^{-1}$), em larvas de *Chironomus sancticaroli*. No caso dessa espécie, o herbicida interferiu no seu crescimento e provocou efeitos letais e subletais, demonstrando que o herbicida atrazina, mesmo em concentrações regulamentadas, ainda é um potencial contaminante tóxico para o meio ambiente, podendo causar danos aos organismos que estão expostos a este agroquímico.

3. MONITORAMENTO AMBIENTAL

O monitoramento ambiental é um processo de estudo, análise e coleta de dados, bem como de acompanhamento de parâmetros ambientais, cujo objetivo é avaliar as condições do ambiente natural ao longo do tempo, com o intuito de desenvolver e aplicar ações de correção, recuperação, preservação e conservação dos diversos ambientes (MARQUES, 2016). Ele pode ser realizado a partir da seleção dos parâmetros e dos locais que serão analisados. Nesse processo é importante selecionar técnicas para a coleta das variáveis e para a análise dos resultados obtidos, com o objetivo de promover soluções aos resultados encontrados.

Diversas metodologias, a exemplo das técnicas físico-químicas, são tradicionalmente aplicadas para a realização do monitoramento ambiental. Em conjunto com essas técnicas, a utilização de biomarcadores e bioindicadores tem recebido um destaque cada vez maior, uma vez que permitem identificar diretamente o efeito das alterações ambientais nos organismos. Os bioindicadores são definidos como organismos que, em determinadas condições ambientais, podem indicar problemas de origem natural ou resultante de ação humana de impacto ambiental (EL-GENDY; GAD; RADWAN, 2021). Para a escolha do bioindicador, deve-se levar em conta características como sensibilidade aos poluentes de estudo, relação quantitativa entre a resposta biológica e as concentrações de substâncias tóxicas, disponibilidade em todos os períodos do ano, ter

um ciclo de vida relativamente longo e apresentar respostas aos estímulos ambientais que sejam as mais homogêneas possíveis (CUNHA et al., 2020). Um exemplo de bioindicador comumente utilizado para monitorar a qualidade ambiental são os foraminíferos, organismos unicelulares que vivem no fundo do oceano. O uso desse organismo é vantajoso por ser uma espécie que apresenta um ciclo de vida curto e uma resposta rápida aos fatores de impactos ambientais (MARQUES et al., 2016).

Os biomarcadores representam uma resposta/alteração biológica relativa ao parâmetro molecular, celular, fisiológico e comportamental de organismos a eventos de contaminação no ambiente e também permitem identificar poluição em níveis de contaminação correspondentes a concentrações difíceis de serem atingidas do ponto de vista analítico. São indicadores ou sinalizadores que demonstram a exposição à contaminação (PEREIRA et al., 2020). Dessa forma, os biomarcadores correspondem às respostas que ocorrem em níveis mais baixos de organização biológica (molecular, bioquímica e fisiológica) e agem como indicadores precoces de danos decorrentes da exposição a agentes estressores. Os bioindicadores, por sua vez, correspondem às respostas em níveis superiores de organização, como indivíduos, população e comunidades. De forma geral, os bioindicadores são menos sensíveis em comparação aos biomarcadores, mas têm uma maior relevância ecológica (MARQUES et al., 2016).

Apesar da grande serventia dos bioindicadores, a utilização deles consiste em uma estratégia mais preventiva, pois permite a detecção de distúrbios ambientais mais precocemente. Por outro lado, os biomarcadores são utilizados como ferramentas importantes, cuja aplicação nos estudos ambientais estabelece uma conexão entre a exposição aos agentes químicos e os efeitos na saúde dos indivíduos expostos. Assim, o estudo e a aplicação de diversos biomarcadores pode ser algo eficaz na avaliação dos impactos de contaminação ambiental. No entanto, é essencial que um biomarcador se correlacione com as alterações em nível de organismo para que ele seja relevante, de modo que possa ser preditivo de efeitos em níveis mais altos de organização biológica (LAM; GRAY, 2003).

3.1 PLANÁRIAS NO BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL

Dentre os vários organismos que podem ser utilizados no biomonitoramento ambiental, neste capítulo, focaremos em dois principais: as planárias e as plantas. Esses organismos foram escolhidos pelo fato de possuírem diversas características que favorecem o monitoramento, como a fácil coleta e manutenção, e também por refletirem o fitness do ambiente. As planárias são platelmintos que vivem em ambientes aquáticos, existindo algumas espécies terrestres. Esses organismos realizam fecundação cruzada, têm capacidade de regeneração e são importantes componentes da cadeia alimentar, agindo tanto como predadores quanto como presas (WU; LI, 2018).

Diferentes estudos têm apontado que as planárias apresentam grande potencial para a bioindicação ambiental. Em estudo realizado por López et al. (2021), foram observadas as respostas comportamentais da planária de água doce *Girardia tigrina* referentes ao impacto de atividades antrópicas no ecossistema aquático da bacia hidrográfica Araguaia-Tocantins. Dessa forma, observou-se que as planárias foram sensíveis quando expostas à água, ocorrendo diminuição na sua taxa de alimentação – até em ambientes com menos contaminação – e na sua atividade locomotora. A diminuição na atividade locomotora torna as planárias presas fáceis para outros organismos, o que, associado à redução na taxa de alimentação, pode contribuir para a diminuição ou, em alguns casos, até mesmo para o desaparecimento desses organismos nos ambientes avaliados. Em decorrência disso, o número de indivíduos pode ser utilizado como um bioindicador de contaminação aquática.

Outro estudo realizado com a planária de água doce *Girardia tigrina* avaliou os efeitos letais e subletais dos bioinseticidas *Bac Control* e Boveril sobre a sua regeneração, comportamento e desfechos reprodutivos. Em maiores concentrações de ambas as formulações, houve deformações corporais nas planárias, seguidas da desintegração total do seu corpo. A velocidade de locomoção das planárias foi reduzida e a alimentação também foi afetada quando expostas aos bioinseticidas. Quanto à regeneração do blastema, houve uma diminuição do comprimento das planárias expostas ao *Bac Control*. Nesse sentido, portanto, é importante destacar que esse

trabalho mostrou indicativos de que inseticidas microbianos podem não ser tão ecologicamente corretos, especialmente se usados próximo a ecossistemas aquáticos, além de destacar a importância de se utilizar planárias como bioindicadores, tanto pelas alterações morfológicas quanto pelo número de indivíduos (SILVA et al., 2021).

Um aspecto importante quanto à utilização das planárias como bioindicadores diz respeito a sua susceptibilidade quando em contato com baixas concentrações de toxinas presentes no ambiente, sendo observados fatores como as taxas de sobrevivência e de reprodução, locomoção e fertilidade (MACÊDO, 2019). O estudo de planárias de água doce como bioindicadores de toxicidade ambiental tem sido intensificado em decorrência da facilidade com que elas são coletadas, cultivadas e mantidas em laboratório, viabilizando a realização de bioensaios rápidos e apresentando uma sensibilidade eficaz na detecção de poluentes. Além disso, esses organismos são, ao mesmo tempo, predadores e presas, de forma que eventuais alterações em suas populações podem comprometer toda a cadeia alimentar (LÓPEZ et al., 2019).

Um estudo realizado por Dornelas et al. (2021) avaliou o efeito de dois inseticidas e do NaCl sobre a planária *Girardia tigrina* de água doce, desse modo, como resultado, os dados revelaram que a salinização não causou mortalidade ou diminuiu a taxa de alimentação, locomoção e regeneração das planárias, apresentando maior tolerância a esse estresse possivelmente devido ao equilíbrio osmótico. Entretanto, quando observados os dados obtidos diante dos inseticidas, foram demonstradas quedas nas atividades de alimentação, locomoção, regeneração e reprodução das planárias, o que pode ser uma resposta às condições de estresse oxidativo e ao gasto energético, relacionados à exposição ao poluente.

3.2 PLANTAS NO BIOMONITORAMENTO AMBIENTAL

Como ferramenta de investigação ambiental, o uso de plantas como bioindicadoras é um meio eficiente e bastante versátil (FERRAT; PERGENT-MARTINI; ROMÉO, 2003). Alguns fatores destacados por Krayem et al. (2021) podem interferir no resultado do procedimento experimental, tais como a escolha da espécie, se é uma planta terrestre ou

aquática, e as variáveis ambientais, dentre elas a composição do solo ou solução nutritiva, luminosidade, umidade e temperatura. Além disso, a concentração de poluentes e o tipo de poluente ao qual as plantas serão submetidas interferirá diretamente na resposta das plantas ao composto tóxico. De fato, enquanto algumas plantas são altamente tolerantes a poluentes diversos e desenvolverão, sobretudo, alterações no nível de biomarcadores, outras são sensíveis e apresentam alterações morfológicas ou na taxa de crescimento e sobrevivência, podendo ser utilizadas como eficientes bioindicadores.

Cadena-Aizaga et al. (2022) realizaram um estudo utilizando as macrófitas como bioindicadores de poluição pelo filtro UV comumente utilizado por turistas nas praias de Gran Canaria, Espanha. Essa pesquisa demonstrou que, num período de 6 meses, entre as 14 espécies coletadas e analisadas, todos os compostos de interesse foram encontrados nas amostras de algas, embora alguns estivessem ausentes na água do mar, possivelmente por terem sido absorvidos pelas macrófitas presentes no local. Esses resultados reforçam a necessidade de que os organismos biológicos sejam incluídos nas análises físico-químicas dos estudos de conservação ambiental.

Alguns fatores visuais podem indicar que a planta está sofrendo algum tipo de estresse. No estudo feito por Santos et al. (2022), as espécies *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* apresentaram sintomas visuais de intoxicação, como clorose nas bordas das folhas com progressão para o centro, desenvolvendo necrose foliar quando expostas ao herbicida atrazina. Além dos aspectos visuais observados, houve redução no teor de clorofila total de acordo com o aumento de concentração do contaminante. Em concentrações de até $100 \mu\text{g L}^{-1}$ para a *E. crassipes* e $1000 \mu\text{g L}^{-1}$ para a *P. stratiotes*, a atrazina teve ação não letal, fator esse que pode ser associado à capacidade de ambas as espécies para inativar as moléculas de atrazina, o que ocorre em razão da conjugação entre as glutathionas e as moléculas de atrazina, evitando, assim, a morte da planta. Embora as plantas tenham demonstrado sensibilidade à atrazina e crescimento reduzido, elas apresentaram mecanismos de tolerância ao herbicida. Dessa forma, vale destacar que ambas as espécies podem ser utilizadas como bioindicadores para o contaminante atrazina e também como

fitorremediadores de ambientes aquáticos em concentrações de até 100 e 1000 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Hussain, Hadi e Rongliang (2021) estudaram a espécie *Persicaria Hydropiper L.* submetendo-a a uma concentração do metal chumbo e observaram que a planta apresentou inibição no seu crescimento e no valor da biomassa, além de ativar metabólitos secundários como os compostos fenólicos e as enzimas antioxidantes para a sua proteção contra danos oxidativos promovidos pelas ERO's. Um estudo realizado por Eid et al. (2020) constatou que quatro espécies de macrófitas – *Eichhornia crassipes*, *Ludwigia stolonifera*, *Echinochloa stagnina* e *Phragmites australis* – são potencialmente adequadas para o biomonitoramento e bioindicação dos metais Cd, Ni e Pb. Um dado importante fez alusão ao acúmulo dos metais em maior concentração nas raízes demonstrado em todas as espécies. Isso pode ser entendido como uma resposta de defesa da planta e de exclusão, visto que a raiz não é um órgão que faz fotossíntese, e esse fator pode elevar a tolerância dessas plantas aos metais. Em adição, essas espécies poderiam ser utilizadas como um filtro ecológico para a extração de metais pesados (fitorremediação) e, assim, reduzir a poluição em canais de irrigação.

Outra pesquisa sobre duas espécies de macrófitas, a *Potamogeton natans L.* e a *Ceratophyllum demersum L.*, feita por Zuccarini et al. (2011), também indicou que essas espécies são eficientes bioindicadores para dosagens de cobre em altas concentrações. Em concentrações de 2 mM, o acúmulo de Cu na *C. demersum* causa um estresse oxidativo e o teor de clorofila começa a diminuir. Em concentrações mais elevadas de cobre de 4 e 6 mM, tanto a *P. natans* quanto a *C. demersum* foram significativamente afetadas com queda de Fv/Fm, indicando inibição da atividade fotoquímica. Entretanto, ambas espécies são bons bioindicadores para concentrações de cobre elevadas, sendo que a *C. demersum* apresenta uma maior resistência a metais – o que pode ser uma consequência das suas propriedades de absorção, acúmulo e tolerância.

As plantas *Acorus calamus*, *Lythrum salicaria* e *Scirpus tabernaemontani* foram expostas à atrazina por meio de um sistema hidropônico durante um período de 15, 30, 45 e 60 dias, de modo a analisar os efeitos no crescimento da planta, o teor de clorofila (Chl), a atividade de peroxidase (POD) e o teor de malondialdeído (MDA). Dessa maneira, constatou-se

que o alcance de toxicidade da atrazina não só afetou o crescimento das plantas aquáticas como também provocou diversas alterações fisiológicas e bioquímicas nas células vegetais. Nas plantas expostas, o conteúdo de clorofila diminuiu com o aumento da concentração de atrazina, enquanto o MDA, importante marcador de estresse oxidativo, aumentou à medida que a concentração de herbicida no meio tornou-se maior (WANG et al., 2015).

Ainda nesse estudo, os altos níveis de estresse provocados pelo atrazina inibiram a taxa de crescimento relativa a plantas emergentes; contudo, mesmo assim houve um acúmulo de biomassa e sobrevivência em concentrações de 8 mg L⁻¹ (WANG et al., 2015). Essa capacidade de crescer em altas concentrações de atrazina, associada ao aparecimento de biomarcadores que são responsivos ao aumento da concentração no meio, torna as espécies particularmente interessantes para programas de biomonitoramento.

As macrófitas aquáticas são plantas que, além de ser utilizadas como bioindicadores da qualidade da água, são as principais responsáveis pela ciclagem e pelo fornecimento de nutrientes nos ecossistemas aquáticos continentais (IERES et al., 2021). A importância dessas plantas para os ecossistemas tem gerado muitos estudos nas últimas décadas, sobre os quais os resultados obtidos em relação à utilização das macrófitas como bioindicadores em ambientes contaminados tem se mostrado promissores.

4. CONCLUSÕES

O crescente uso de produtos que contaminam o meio ambiente, principalmente em regiões agrícolas, tem se tornado alvo de preocupação e de estudo, uma vez que esses produtos estão atingindo não só o solo como também os recursos hídricos, provocando danos aos animais e ao meio ambiente. É essencial que sejam realizados biomonitoramentos e pesquisas para minimizar os impactos causados por esses contaminantes, a fim de acompanhar a qualidade ambiental, uma vez que identificar os locais contaminados é o primeiro passo para o desenvolvimento de estratégias de remediação.

5. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, F. P. de et al. An overview of the potential impacts of atrazine in aquatic environments: Perspectives for tailored solutions based on nanotechnology. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 700, p. 134-868, 2020.
- ALBUQUERQUE, F. P. de et al. Use of nontarget organism *Chironomus sancticaroli* to study the toxic effects of nanoatrazine. **Ecotoxicology**, [s. l.], v. 30, p. 733-750. 2021.
- ALMEIDA, W. de et al. Agrotóxicos. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, RJ, v. 1, n. 2, p. 220-249, 1985.
- ARANHA, A. et al. Coquetel com 27 agrotóxicos foi achado na água de 1 em cada 4 municípios. **Por Trás do Alimento**, [s. l.], 2019. Disponível em: <https://portrasdoalimento.info/2019/04/15/coquetel-com-27-agrotoxicos-foi-achado-na-agua-de-1-em-cada-4-municipios/>. Acesso em: 23 jun. 2022.
- BARIZON, R. R. M. et al. Pesticides in the surface waters of the Camanducaia River watershed, Brazil. **Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, [s. l.], v. 55, n. 3, p. 283-292, 2019.
- CADENA-AIZAGA, M. I. et al. Assessment of anthropogenic pollution by UV filters using macrophytes as bioindicators. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 832, p. 155-012, 2022.
- CUNHA, D. P. R. da et al. Use of bioindicators in the evaluation of water quality in the municipality of Ipameri-Goiás. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 6, n. 12, p. 100812-100825, 2020.
- DIAO, Z. H. et al. Removal of herbicide atrazine by a novel biochar based iron composite coupling with peroxymonosulfate process from soil: Synergistic effect and mechanism. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 409, p. 127-684, 2021.
- DORNELAS, A. S. P. et al. Effects of two biopesticides and salt on behaviour, regeneration and sexual reproduction of the freshwater planarian *Girardia tigrina*. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 404, p. 124-089, 2021.

EID, E. M. et al. Phytoremediation of heavy metals by four aquatic macrophytes and their potential use as contamination indicators: a comparative assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 27, n. 11, p. 12138-12151, 2020.

EL-GENDY, K. S. et al. Physiological and behavioral responses of land molluscs as biomarkers for pollution impact assessment: A review. **Environmental Research**, [s. l.], v. 193, p. 110558, 2021.

FERRAT, L. et al. Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. **Aquatic Toxicology**, [s. l.], v. 65, n. 2, p. 187-204, 2003.

FREITAS, A. D. et al. A legislação para a quantidade permitida de agrotóxicos na água: os casos do Brasil e da União Europeia. **Informe econômico (UFPI)**, [s. l.], v. 41, n. 2, 2020.

HUSSAIN, F. et al. Effects of zinc oxide nanoparticles on antioxidants, chlorophyll contents, and proline in *Persicaria hydropiper* L. and its potential for Pb phytoremediation. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 28, n. 26, p. 34697-34713, 2021.

IERES, B. et al. Macrófitas aquáticas do parque nacional serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, RS, v. 15, n. 1, p. 01-12, 2021.

KRAYEM, M. et al. In search for potential biomarkers of copper stress in aquatic plants. **Aquatic Toxicology**, [s. l.], v. 239, p. 105-952, 2021.

LAM, P. K. S. et al. The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 46, p. 182-186, 2003.

LIMA, A. F. et al. Agriculturas e agricultura familiar no Brasil: uma revisão de literatura. **Retratos de Assentamentos**, Araraquara, v. 22, n. 1, p. 50-68, 2019.

LÓPEZ, A. M. C. et al. Behavioral Parameters of Planarians (*Girardia tigrina*) as Fast Screening, Integrative and Cumulative Biomarkers of Environmental Contamination: Preliminary Results. **Water**, [s. l.], v. 13, p. 1077, 2021.

LÓPEZ, A. M. C. et al. Exposure to Roundup® affects behaviour, head regeneration and reproduction of the freshwater planarian

Girardia igrine. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 675, p. 453-461, 2019.

MACÊDO, L. P. R. **Avaliação toxicológica comparativa entre ácido peracético e cloro ativo do hipoclorito de cálcio utilizado nos bioindicadores** *Dugestia tigrina* e *Chironomus xanthu*. 2019. Dissertação (Mestrado acadêmico) — Universidade Federal do Tocantins – Campus Universitário de Gurupi, TO, 2019.

MARQUES, J. et al. Bioindicadores e biomarcadores para avaliação de impactos em recifes de coral. *In: ZILBERBERG, Carla* (ed.). **Conhecendo os Recifes Brasileiros: Rede de Pesquisas Coral Vivo**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, UFRJ, 2016. p. 225.

MATIAS, T. P. et al. Aspectos envolvidos na biodegradação da atrazina sob diferentes condições de oxirredução. **Research, Society and Development**, [s. l.], v. 10, n. 8, p. e59910817689, 2021.

OLIVEIRA, R. S. de. Mecanismos de Ação de Herbicidas. **Biologia e Manejo de Plantas Daninhas**, [s. l.], p. 141. 2011.

PEREIRA, N. J. et al. Histological biomarkers in fish gills in the assessment of environmental contamination of the Mearim river, Northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 6, n. 9, p. 68063-68079, 2020.

ROSTAMI, S. et al. Current methods and technologies for degradation of atrazine in contaminated soil and water: A review. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 24, 2021.

SANTOS, N. M. et al. Use of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for environmental services: Decontamination of aquatic environments with atrazine residues. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 176, p. 103470, 2022.

SCOTT, C. et al. Catalytic improvement and evolution of atrazine chlorohydrolase. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 75, n. 7, p. 2184-2191, 2009.

SILVA, L. C. R. et al. Do bio-insecticides affect only insect species? Behavior, regeneration, and sexual reproduction of a non-target freshwater planarian. **Environmental Science and Pollution Research** 2021, [s. l.], p. 1-10, 2021.

WANG, Q. et al. Phytotoxicity assessment of atrazine on growth and physiology of three emergent plants. **Environmental Science Research**, [s. l.], v. 22, p. 9646-9657, 2015.

WU, J. P. et al. The use of freshwater planarians in environmental toxicology studies: Advantages and potential. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 161, p. 45-56, 2018.

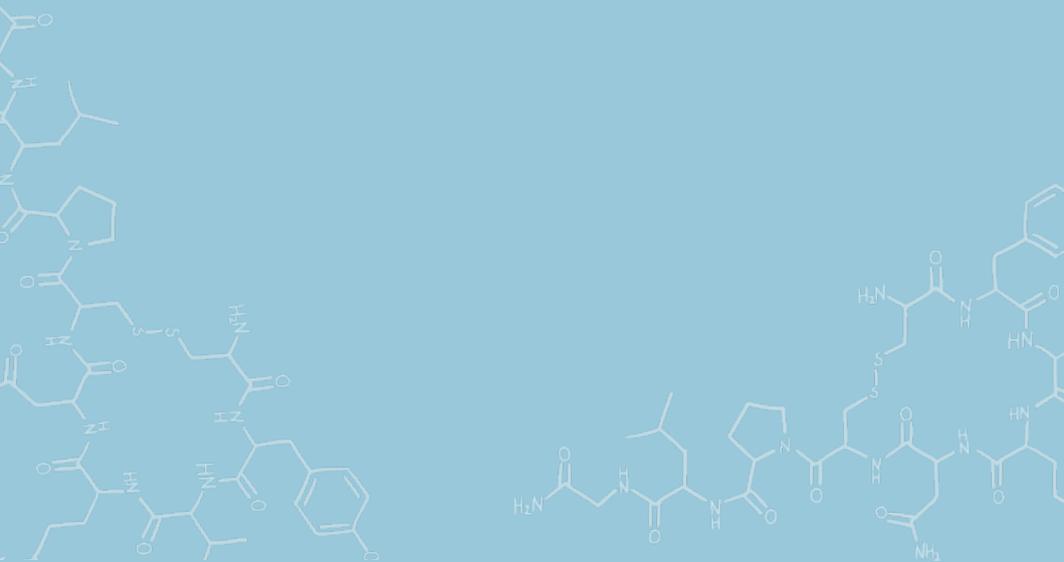
ZHOU, B. et al. The monitoring of chemical pesticides pollution on ecological environment by GIS. **Environmental Technology & Innovation**, [s. l.], v. 23, p. 101-506, 2021.

ZUCCARINI, P. et al. Two aquatic macrophytes as bioindicators for medium-high copper concentrations in freshwaters. **Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology**, [s. l.], v. 145, n. 2, p. 503-506, 2011.



CAPÍTULO 5

DIVERSIDADE DE MATÉRIA-PRIMA PARA A PRODUÇÃO E AS APLICAÇÕES DE FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS



DIVERSIDADE DE MATÉRIA-PRIMA PARA A PRODUÇÃO E AS APLICAÇÕES DE FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS

Arizeu Luiz Leão Arantes¹

Suzana Maria Loures de Oliveira Marcionilio¹

Rodrigo Braghiroli¹

Marilene Silva Oliveira¹

Marjorie Ariadeny Ferreira Barros Ribeiro¹

Marianna Azevedo da Silva¹

RESUMO

Adubação é o processo de reposição dos nutrientes no solo para que as plantas produzam efetivamente. O uso correto da fertilização eleva a produtividade. A redução nas reservas e a elevação dos valores dos insumos abriram estudos para novas técnicas de fertilização. A partir disso, a pesquisa bibliográfica pôde ocorrer por meio da utilização de diversas bases de dados, tais como Scopus, Embrapa e livros. O uso do Scopus permitiu o conhecimento do número de produções ao longo do tempo para os fertilizantes, inclusive os organominerais. Fertilizante organomineral é um composto de matéria orgânica com fertilizante químico. Entre as matrizes orgânicas, destacam-se os resíduos aviários, bovinos, suínos, sucroalcooleiros, lodo de esgoto e biochar. Tal estudo mostrou crescimento na produção e aplicação do organomineral, visando à reciclagem e à redução nos impactos ambientais.

Palavras-chave: Agroindústria. Cama Aviária. Suinocultura. Lodo de Esgoto. Sucroalcooleira.

1. INTRODUÇÃO

Entende-se por adubos ou fertilizantes os compostos químicos, minerais, orgânicos, sintéticos, naturais ou mistos (organominerais) que tenham um ou mais nutrientes que podem ser adicionados no solo para suprir em partes ou integralmente as necessidades nutricionais das

1 Instituto Federal Goiano (IF Goiano) – Campus Rio Verde.

plantas (BRASIL, 2009). O uso adequado de insumos na nutrição das plantas potencializa a produtividade em função da manutenção física e biológica do solo. Contudo, a utilização inadequada de fertilizantes pode resultar na intoxicação das plantas ou em impactos ambientais indesejados (EMBRAPA, 2013).

Em uma ordem cronológica, os relatos sobre adubação podem ser observados, no decorrer do tempo, em obras como as do poeta grego Homero, entre 900 a 700 a.C., e de Theophrastus, entre 372 a 287 a.C.; além de ser pauta no manual sobre a agricultura (60 a.C.), escrito por Columello, e no Tratado dos Sais e da Agricultura, de Barnardo Palissy (1563). Sendo um assunto constante durante todos esses anos, até o impulso científico a partir do ano de 1750, que incitou experimentações agrícolas, em 1840, encabeçadas por Liebig, químico alemão e pai da química agrícola, por mérito decorrente da publicação de estudos que foram considerados fundamentais na produção industrial de fertilizantes. Assim, o avanço da ciência e tecnologias possibilitou o aprimoramento de processos que tornaram possíveis maiores rendimentos, menores custos e maior produtividade em relação aos novos fertilizantes (COELHO; VERLENGIA, 1988).

Nas últimas décadas, várias práticas agrícolas foram implementadas no Brasil, principalmente com a utilização de biofertilizante, bioinsumos, plantio direto e fixação biológica de nitrogênio no solo, entre outros processos que reduziram o uso de fertilizantes químicos. A aplicação de técnicas modernas na agricultura sustentável contribui para o aumento sucessivo na produtividade, impulsionando o mercado verde interno do país e o aumento na exportação de carne bovina, aves, soja, café, açúcar e suco de laranja (BRASIL, 2020).

O fertilizante organomineral é um produto oriundo da matéria orgânica, principalmente das agroindústrias enriquecidas com fertilizante mineral. Ao longo das últimas décadas, é um produto que vem ganhando espaço na agricultura mundial em virtude das suas características nutricionais, a exemplo da sua maior concentração de nitrogênio, fósforo e potássio, com empregabilidade em menores quantidades por área (HOROWITZ; MEURER, 2006).

O fertilizante orgânico e organomineral, considerando a sua natureza, possui diversas aplicações, tais como foliar, fertirrigação, hidroponia,

sementes, fluido em solução e outros. Sua classificação está vinculada à origem da matéria-prima de produção, sendo dividido em classes: (A) de origem vegetal, animal ou de processamento da agroindústria; (B) oriundo de atividade industrial ou da agroindústria com metais pesados ou compostos orgânicos sintéticos tóxicos; (C) provenientes de lixo domiciliar; e (D) oriundos de dejetos sanitários. A especificação do organomineral segue parâmetros estabelecidos no artigo 8º para sólidos com teor de carbono orgânico 8%, umidade máxima 30%, CTC mínimo de 80 mmolc Kg⁻¹, macronutrientes primários 10% para misturas NP, NK, PK ou NPK e macronutrientes secundários com 5% para cada um na formulação. Quanto à solubilidade, a tolerância é de 1% de resíduo sólido a 20º C expresso em g L⁻¹. A granulometria segue a ABNT nº 5 e nº 8, com percentual de 5% retido em peneiras de 1 e 4 milímetros. Para comercialização no Brasil, os produtos devem estar devidamente embalados ou acondicionados em recipientes adequados, com rótulos e todas as informações relacionadas ao produto e ao fabricante, conforme Instrução Normativa DAS/MAPA 25/2009 de 28 de julho de 2009 (BRASIL, 2009).

O ano de 2020 foi declarado o Ano Internacional das Nações Unidas para a Sanidade Vegetal pela ONU, buscando potencializar a consciência da proteção da sanidade das plantas, focar em soluções para extirpar a fome, minimizar a pobreza, abroquelar o meio ambiente e alavancar o desenvolvimento econômico. Essa visão no Brasil - referência no agronegócio mundial - ainda é um vasto campo de estudo e ser explorado para redução no consumo de insumos, custos produtivas e produtos tóxicos altamente nocivos e poluentes (VIDAL; SALDANHA; VERISSIMO, 2020).

Recentemente, o governo implementou o Plano Nacional de Fertilizantes, com o objetivo de intensificar a produção agrícola brasileira reduzindo as importações de insumos utilizados na agricultura. O plano abrange o período de 2022 até 2050, com estimativa de redução de 30% da dependência nacional da matéria-prima importada, aumentando o poder competitivo do agronegócio nacional e possibilitando a superação dos desafios atuais - como a redução da dependência tecnológica e do fornecimento de insumos externos - além da modernização, reativação e ampliação de projetos industriais já existentes; vislumbrando investimentos

para a adequação da infraestrutura nacional (BRASIL, 2022). O objetivo deste trabalho é demonstrar os registros das principais publicações sobre a diversidade de matéria-prima na produção e aplicação de fertilizantes organominerais.

2. MÉTODOS

O presente levantamento bibliográfico foi realizado a partir da base de dados Scopus, livros e pelo site da Embrapa, com vistas a delinear as publicações referentes à temática proposta. Os termos de busca utilizados no SCOPUS estão no Quadro 1.

Quadro 1 — Quadro de termos de busca utilizados no Scopus

	Termo	Campos
1	<i>Fertilizer</i>	Article title, Abstract, Keywords
2	<i>Organomineral fertilizer</i>	Article title, Abstract, Keywords

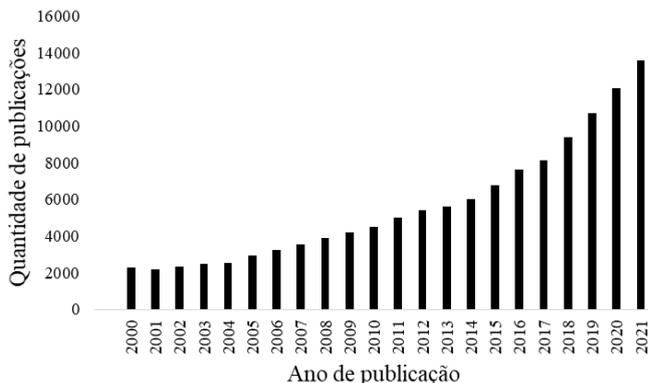
Fonte: Autores 2022.

3. DESENVOLVIMENTO DE ORGANOMINERAL NO CONTEXTO DE PUBLICAÇÕES MUNDIAIS

3.1 PUBLICAÇÕES COM FERTILIZANTES

A pesquisa relacionada ao tema “fertilizer” apresentou o quantitativo de cento e vinte cinco mil e duzentas e oitenta e cinco (125.285) publicações (**Figura 1**), pois trata-se de um termo de ampla abrangência, relacionado a várias categorias de matérias-primas para a produção de fertilizantes. Nota-se a grande demanda dessas publicações nos últimos anos, chegando a treze mil e quinhentos e noventa publicações no ano de 2021, com tendência ao crescimento decorrente de fatores ligados ao meio ambiente devido aos grandes impactos sofridos.

Figura 1 — Incidência de publicações com o termo “fertilizer” na base de dados Scopus



Fonte: Autores 2022.

3. 2 FERTILIZANTES ORGANOMINERAIS

O termo “organomineral fertilizer” (**Figura 2**) apareceu, no período cronológico estudado, em um total de 257 artigos, com picos nos anos de 2014, 2020 e 2021, e em 59 publicações no período de 2015 a 2021, utilizando diversas bases orgânicas na produção de fertilizante organomineral. Voltando a identificar o crescimento mundial recente na utilização de fertilizante organomineral, principalmente em condições tropicais, visando à economia e à sustentabilidade (RODRIGUES et al., 2021).

Figura 2 —Números de publicações com o termo organomineral fertilizer na base de dadosScopus



Fonte: Autores 2022.

O fertilizante organomineral é uma fonte de composto orgânico que pode agregar melhoras na qualidade do solo, principalmente nas suas propriedades físicas e de produtividade. Sua eficiência agrônômica foi avaliada em um cambissolo húmico da região subtropical brasileira, constatando desempenho equivalente ao fertilizante mineral, podendo, desse modo, substituí-lo (MUMBACH et al., 2020). O índice de eficiência agrônômica com a utilização do fertilizante organomineral de cama de frango foi superior em 20% com relação à aplicação do fertilizante mineral na cultura de milho, uma vez que ele possuía um conteúdo inicial maior de fósforo GROHSKOPF et al., 2019a).

No tocante à utilização de fertilizante organomineral, além de respostas positivas no controle de pH e redução de lixiviação, ele também pode mitigar os efeitos do estresse salino, principalmente em regiões semiáridas. Com a aplicação do biofertilizante bovino, o estresse salino durante o cultivo de amendoim irrigado reduziu, aumentando a eficiência no uso da água nos 40 dias pós-plantio (SOUSA et al., 2021). A combinação da cama de frango com o MAP na plantação de tomate apresentou um maior crescimento nessas plantas – de 15% a 28% – pelo fornecimento P relativo à demanda da planta (NGO et al., 2021).

No cultivo de eucalipto, o fertilizante organomineral politizado apresentou aumento nas respostas morfofisiológicas como maior diâmetro, altura do colo, altura da planta, conteúdo de clorofila a e b, biomassa

microbiana e atividade microbiana (DELVAUX et al., 2021). As estratégias de uso de produtos na agricultura têm como finalidade aumentar a fertilidade do solo. Nesse contexto, inclusive, o lodo de esgoto biodigerido – estabilizado com remoção de patógenos de modo a produzir o fertilizante organomineral – tornou-se um redutor de subprodutos de tratamento de efluentes (NASCIMENTO et al., 2020).

3. 2. 1 ORGANOMINERAL DE AGROINDÚSTRIA

3. 2. 1. 1 CAMA AVIÁRIA

O composto com cama aviária apresentou melhoras na concentração de matéria orgânica e mais estabilidade com relação ao consumo de oxigênio, melhorando a disponibilidade do P para as plantas no solo e reduzindo a perda de nutrientes por lixiviação (VANDECASTEELE et al., 2014). O aumento do valor dos fertilizantes de P intensifica a dificuldade na sua aplicação. Dessa forma, compostos orgânicos como cama aviária vêm sendo um produto de grande interesse, pois fornecem P mineralizado na forma de ortofosfato para as plantas (MACKAY et al., 2017). O fertilizante organomineral fosfatado surge para reduzir a dependência de produtos químicos, possibilitando diminuí-los ou substituí-los com eficácia, uma vez que a matéria orgânica promove a recuperação de P mediante a sua absorção e aumento no rendimento da biomassa nas plantas (FRAZÃO et al., 2019).

O desenvolvimento da produção de fertilizante organomineral de dejetos aviários em experimento de campo com 3 fatores reflete no aumento de indicadores positivos agroquímicos na fertilidade do solo, podendo, em decorrência disso, ser recomendado para substituir o fertilizante convencional (CHEBYKINA et al., 2021). Entre outras culturas, a produção do grão de café busca otimização em seus resultados, enquanto muitos outros estudos buscam viabilidade em suas aplicações. O esterco de galinha em cafeeiro irrigado garantiu a uniformidade das fontes nutricionais orgânicas, aumentando a produtividade em aproximadamente 10% quando comparado com as adubações estritamente minerais (FERNANDES et al., 2021). A interação entre nutrientes pode promover mudanças significativas tanto no solo quanto nas plantas. À vista disso, variados tratamentos com milho em vaso em casa de vegetação foram analisados,

evidenciando, como resultado, o aumento da sinergia entre os nutrientes com maior interação do P e N na biomassa seca da parte aérea, bem como o da interação dos nutrientes na planta com aplicação de cama de frango ao longo do período de cultivo (GROHSKOPF et al., 2019b).

3. 2. 1. 2 AGROINDÚSTRIA: SUCROALCOOLEIRA

Tendo em vista a sua diversidade de subprodutos, a indústria sucroalcooleira possibilita a aplicação de alguns deles como fertilizantes organominerais e fertirrigantes. Os resíduos de valor nutritivo utilizados como fertilizantes são a vinhaça e a torta de filtro. A vinhaça é obtida no processo produtivo do álcool, proveniente da fermentação do melão ou do caldo de cana. A torta de filtro é extraída da filtração do caldo nas moendas de filtro rotativo, constituída de 1,2% a 1,8% de fósforo em média, 70% de umidade e alto teor de cálcio, além de um considerável teor de micronutrientes. Contudo, embora o potencial nutritivo desse resíduo já seja conhecido há muitos anos, somente nos últimos 20 anos, com o aumento dos insumos químicos, a sua utilização foi intensificada (EMBRAPA, 2019).

A torta de filtro corresponde a uma mistura de bagaço moído e lodo decantado, proveniente do tratamento do caldo de cana. Esse produto emerge de filtros rotativos após a extração de sacarose residual do lodo, sendo o principal resíduo orgânico para a produção de organomineral da cana-de-açúcar desde o final da década de 90 (GONÇALVES et al., 2021).

3. 2. 1. 3 AGROINDÚSTRIA: BOVINOCULTURA

Uma grande parte da população está vivendo em situação de crise aguda alimentar. Considerando a elevação dos valores combinada com a baixa renda da população, pesquisadores propõem o uso de vegetais com alto poder nutritivo. A moringa entra nesse cenário com grande poder nutritivo, além de estar envolvida na imobilização de poluentes da água em regiões contaminadas por metais pesados. Sendo assim, estudos mais recentes utilizam a combinação de várias dosagens do fertilizante mineral com esterco bovino para aumento do valor nutricional de vegetais como a moringa (KWEY et al., 2019).

A união de matriz orgânica com um mineral rico em nutrientes produz fertilizantes mais eficientes, viabilizando a redução de custos e minimização de resíduos agroindustriais. Com o desenvolvimento de novas tecnologias para aumento na eficiência nutritiva de adubos, as formulações de fertilizantes propõem a liberação lenta de nutrientes, reduzindo a perda por lixiviação e aumentando a sua eficiência. Nesse contexto, estudos com fertilizantes produzidos com fontes de matéria orgânica de conteúdo ruminal de bovinos de corte e fertilizante mineral emergem como produtos com grande eficiência nutricional (MAGALHÃES et al., 2017).

A produção de morango é limitada a certas regiões nordestinas durante o outono e o inverno. No entanto, em outras regiões, pode-se utilizar ambientes climatizados que criam condições artificialmente propícias a sua produtividade. Para a redução do uso de adubação mineral, a utilização de biofertilizantes líquidos derivados de bovinos – e até mesmo de caprinos – sobressai-se como uma forma eficaz no fornecimento de nutrientes essenciais para a planta. Essa técnica busca componentes com menor agressão ao meio ambiente mediante a redução na aplicação da adubação mineral (CHAGAS et al., 2018).

3. 2. 1. 4 AGROINDÚSTRIA: SUINOCULTURA

Tecnologias recentes formuladas para a produção de fertilizantes vêm buscando novas matrizes. Nesse ponto, o resíduo agrícola torna-se um atrativo, em decorrência disso, os dejetos líquidos da suinocultura são transformados em fertilizantes organominerais – com valioso potencial ambiental e grande benefício econômico. Sua combinação com os fertilizantes minerais possibilita tratar os resíduos, liberando sua aplicação em terras agrícolas; eliminando o risco de contaminação da hidrosfera e litosfera; aumentando a fertilidade, as reservas de carbono e nutrientes do solo, e, conseqüentemente, aumentando a atividade enzimática no local de sua aplicação (KULIKOVA et al., 2020).

Resíduos orgânicos são transformados em matéria-prima para a produção de fertilizantes organominerais. Nesse contexto, os resíduos suínos podem ser citados como exemplo de matriz para a produção de fertilizante por causa das suas propriedades, pois tornam a mistura dispersa de solução aquosa de sais minerais e compostos orgânicos com

partículas de excrementos e alimentos em um produto de alto valor nutricional (GRIBUT; KULIKOVA; KASHARIN, 2020). A eficiência dos fertilizantes organominerais está relacionada com a tecnologia de reaproveitamento de matéria orgânica. Uma formulação de fertilizantes fluidos de dejetos suínos para disponibilização de P e N apresentou grande eficácia agrônômica com relação a matrizes sólidas como a fonte de liberação dos nutrientes para adubação em solos arenosos (GROHSKOPF et al., 2020).

3. 2. 1. 5 BIOCHAR

O biocarvão é um produto com carbonos produzido a partir da biomassa orgânica pirolisada em condições de oxigenação controlada. Seu manejo no solo pode aumentar a fertilidade e a produtividade; e também melhorar as condições físico-químicas do solo, como pH, trocas catiônicas, retenção de água e enriquecimento de minerais no solo; proporcionando redução na utilização de fertilizantes e aumentando o crescimento, a saúde e a produtividade das plantas (KUMAR et al., 2021). O biochar pode ser produzido com a utilização de diversas matrizes, tais como estrume, madeira, resíduos de cultura e urbanos. O lodo de esgoto com o tratamento térmico por pirólise transforma-se em um fertilizante multinutriente que é considerado rico em nutrientes, carbono e livre de patógenos devido ao seu processo produtivo (FACHINI et al., 2021).

O biochar é um produto sólido obtido da pirólise da biomassa com limitação ou baixa concentração de oxigênio. Os resíduos de madeira são um exemplo de material que pode ser convertido em biochar, reconhecido como uma grande fonte de biomassa, e, posteriormente, desempenhando um papel de correção e melhoramento na qualidade do solo. Na aplicação ambientalmente favorável, fertilizantes minerais são combinados com o biochar, tornando-o um produto atraente no que se refere à liberação gradativa de nutrientes, especialmente P e com melhor viabilidade financeira (POGORZELSKI et al., 2020).

3. 2. 1. 6 LODO DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

A alta na demanda por maiores resultados agrícolas para suprir o crescente consumo de alimentos, ligada ao aumento populacional nas últimas décadas, esgotamento de recursos minerais e aumento na produção de resíduos urbanos, como o lodo esgoto, promoveu a aplicação de técnicas para reutilização de resíduos. Como possibilidade do descarte do lodo de esgoto, sua reutilização na fabricação de fertilizante organomineral torna-se uma alternativa para reduzir o acúmulo em aterros sanitários, pois é matéria-prima rica em nutrientes, matéria orgânica e atividade microbiana (RODRIGUES et al., 2021).

Os fertilizantes organominerais correspondem a uma alternativa na redução do uso de fertilizantes minerais, possuindo, para tanto, a vantagem de utilizar passivos ambientais na sua composição. O processo de tratamento do lodo consiste na separação da parte sólida do líquido, promovendo o retorno do efluente ao meio ambiente à medida que reduz os seus impactos. O lodo é uma matriz rica em matéria orgânica e nutrientes que, recebendo o tratamento adequado e suplementado com fertilizantes minerais, pode ser utilizado na agricultura para adubação (MORAES et al., 2020). Os lodos de esgotos encontrados nos resíduos orgânicos são os que levantam grande preocupação quanto ao seu descarte. Por essa razão, a melhor estratégia para a sua disposição é o seu uso na agricultura associado com o fertilizante mineral, permitindo, assim, a recuperação de nutrientes, a melhora na qualidade do solo e a redução dos custos com fertilizantes minerais (NASCIMENTO et al., 2020).

4. APLICAÇÃO DO FERTILIZANTE ORGANOMINERAL

4. 1 ORGANOMINERAL NO CULTIVO DO MELÃO

O Melão (*Cucumis melo L.*) é uma hortaliça pertencente à família da melancia e do pepino, fonte de fibras, fósforo, cobre, enxofre, ferro, cálcio e vitaminas A, C e B. É originário da África e da Ásia; e, no Brasil, possui grande impacto na região nordeste – tanto nas áreas econômicas quanto sociais. A maior parte de produção é destinada ao mercado Europeu,

com 99% das exportações, sendo os 2% restantes direcionados para a Ásia e o Oriente Médio, com aspectos sociais e econômicos envolvidos, em virtude dos impactos financeiros causados pelo uso de fertilizantes, que incidem sobre o custo dos produtos, podendo representar aumento de 25% a 50% no valor final deles (SANTOS et al., 2020).

Em um trabalho realizado na região de Juazeiro (BA), Santos et al. (2020), em área de solo caracterizado como neossolo flúvico de textura franco arenosa obteve a produtividade de 37,0 t ha⁻¹, um aumento de 13 t ha⁻¹ com relação à testemunha na produtividade e na qualidade do melão Gladial decorrente da aplicação de fertilizante organomineral associada à fertirrigação na dose de 2.228,0 mL ha⁻¹, em duas safras com 75 dias após a semeadura. A produtividade do melão Mirage com a aplicação de biofertilizante misto composto por dejetos bovinos, aviários, cinza e água mostrou grande eficiência, maior produtividade, espessura e cavidade de polpa referente ao controle, em razão da contribuição nutricional que permite maiores reações fotossintéticas, produzindo mais carboidratos e aumentando a massa e a produtividade (SANTOS et al., 2019).

4.2 ORGANOMINERAL NO CULTIVO DE TOMATE

O tomate (*Lycopersicon esculentum*) é uma hortalíça da família solanácea herbácea. As berinjelas, as pimentas e os pimentões também fazem parte dessa família. No Brasil, ele é uma das hortalíças mais consumidas, possui licopeno, que auxilia no combate ao câncer, e é rico em vitaminas A e C. Para cultivá-lo, há muitas exigências quanto aos nutrientes N, K, Ca, S, P, e alguns metais como Mg, Cu, Mn, Fe e Zn¹² (PERES; TERRA; REZENDE, 2020).

No trabalho de Rosset et al. (2016), foram analisadas mudas da variedade híbrida *Tyta*, que possui resistência ao *TomV*, *fusariose* e *TyLCV*. O tratamento composto por adubação mineral N-P-K (10-10-10) + fertilizante organomineral Crop⁺, após o transplante e a adubação realizados nos dias 1, 24, 40, 65, 79, 91, 105, 119 e 133 com fertilizante organomineral foliar na dose 2 x 10⁻³ L/ L H₂O, teve produtividade de 12314,67 Kg ha⁻¹, gerando maior rendimento em comparação com as médias dos outros tratamentos.

Peres, Terra e Resende (2020) com o cultivar CVR 2909 de tomateiro híbrido, destacaram a importância da utilização do adubo organomineral, que promoveu melhorias no solo e consequentemente apresentou aumento do número de frutos e do peso médio por planta, além do aumento na massa fresca e massa seca dos frutos. Por fim, mostraram que os resultados obtidos com a adubação organomineral utilizada no trabalho, em cobertura no cultivo de tomateiro industrial, proporcionaram o desenvolvimento de atributos que causaram o aumento da produtividade e redução na utilização de fertilizantes minerais.

4.3 ORGANOMINERAL NO CULTIVO DA BATATA

A batata (*Solanum tuberosum L.*) tem origem na região dos Andes peruanos e bolivianos, cujo cultivo é de tradição milenar. No século XVI, foi importada para a Europa e, em seguida, dispersada em vários outros países, inclusive o Brasil (SCHLEGEL et al., 2018). Possui grande impacto econômico nacional, devido a sua produtividade ligada às condições climáticas regionais e à evolução tecnológica, gerando, por esse motivo, a necessidade de processos de produção mais eficazes (GOMES et al., 2019).

Souza et al. (2017), analisando o potencial do fertilizante organomineral comercial no cultivo da batata *Asterix*, observaram que houve um aumento na produtividade da classe especial com a utilização do produto Acorda, aplicado durante o plantio no sulco, pois o fertilizante organomineral líquido é composto por aminoácidos, carbono orgânico, fósforo, molibdênio e cobalto, que são elementos participantes integrais nas etapas de germinação, enraizamento, respiração, fotossíntese e síntese de proteínas pelas plantas.

A batata *Atlantic* é uma das mais cultivadas no país. Tendo em vista essa realidade, no seu ciclo produtivo, ao se aplicar 2975 kg ha⁻¹ de fertilizante organomineral, foi obtido um aumento na sua produtividade (CARDOSO; LUZ; LANA, 2015). Por outro lado, para a batata inglesa branca, o rendimento na sua produtividade está diretamente relacionado ao aumento da dose de fósforo da matriz aplicada. Nesse caso, uma disponibilização dos nutrientes pelo fertilizante organomineral mais lenta e de forma gradativa em relação às plantas possibilita maior rendimento e aproveitamento da disposição dos nutrientes (GOMES et al., 2019).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O mercado de fertilizantes organominerais está mundialmente em ascensão. As ações da humanidade de proteção ao meio ambiente estão criando a conscientização sobre o reaproveitamento de materiais orgânicos como resíduos ou dejetos que possuem grande potencial nutritivo para as plantas. A crescente demanda por alimentos incentiva os agroempresários a buscarem produtos com maior produtividade agrícola. Nesse sentido, a elevação no valor das matérias-primas minerais coloca os estudos relacionados à produção de novas mercadorias com grande eficiência como uma ação cada vez mais necessária. Por isso, é possível concluir que o campo da fertilização é uma área vasta, com potencial para ser explorada de modo a possibilitar a criação de produtos com alta capacidade nutricional e ambientalmente mais adequados e corretos.

6. AGRADECIMENTOS

Aos laboratórios: Fitoquímica e Fertilizantes Organominerais, Águas e Efluentes, Central Multiusuário de Análises e Microbiologia do IF Goiano – Rio Verde. Os autores agradecem à FAPEG, CAPES e IF Goiano pelas bolsas de estudo nível mestrado e Iniciação científica.

7. REFERÊNCIAS

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Secretaria de defesa agropecuária. Instrução Normativa SDA/MAPA 25/2009. Brasília, 2009.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Secretaria de defesa agropecuária. **Experiências da agricultura orgânica reduzem uso de insumos e custos da produção**. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/experiencias-da-agricultura-organica-reduzem-uso-de-insumos-e-custos-da-producao>. Acesso em: 24 mar. 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Secretaria de defesa agropecuária. **Mapa e CBI lançam Plano de Investimento para Agricultura Sustentável**. Brasília, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/>

noticias/mapa-e-cbi-lancam-plano-de-investimento-para-agricultura-sustentavel. Acesso em: 24 mar. 2022.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **MAPA decreta Plano Nacional de Fertilizantes 2022**. Brasília, DF. 2022.

CARDOSO, A. F.; LUZ, J. M. Q.; LANA, R. M. Q. Productivity of potato tubers “Atlantic” as a function of organomineral fertilizer use. **Revista Caatinga**, Mossoró, RN, v. 28, n. 4, p. 80-89, 2015.

CHAGAS, K. L. et al. Agronomic performance of strawberry plants under growing environments and organomineral fertilization. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 48, n. 4, p. 331-339, 2018.

CHEBYKINA, E. V. et al. Changes in agrochemical indicators in an agricultural landscape with sod-podzolic soils against the background of the use of non-traditional fertilizers. IOP Publishing Ltd. Bristol, United Kingdom. v. 937, 2021.

DELVAUX, J. C. et al. Soil quality bioindicators in initial eucalyptus growth under organomineral fertilization based on sugarcane filter cake. **Australian Journal of Crop Science**. Riverhills, Australia. v. 15, n. 4, p. 602-609, 2021.

EMBRAPA. **Adubação Resíduos Alternativos**. AGEITEC – Agência Embrapa de Informações Tecnológica – EMBRAPA. Brasília, DF. 2019.

EMBRAPA. **Manual de Calagem e Adubação do Estado do Rio de Janeiro**. 1. Ed. Seropédica, RJ: Editora Universidade Rural, 2013. P. 107-110.

FACHINI, J. et al. **Novel K-enriched organomineral fertilizer from sewage sludge-biochar: Chemical, physical and mineralogical characterization**. International Journal of Integrated Waste Management, Science and Technology. Italy. v. 135, p. 98-108, 2021.

FERNANDES, A. L. T. et al. Adubação orgânica e organomineral do cafeeiro irrigado por gotejamento. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, PR. v. 14, p. 1-14, 2021. Supl. 1.

FRAZÃO, J. J. et al. Agronomic effectiveness of a granular poultry litter-derived organomineral phosphate fertilizer in tropical soils: Soil phosphorus fractionation and plant responses. **Geoderma - The Global Journal of Soil Science**. Netherlands. v. 337, p. 582-593, 2019.

GOMES, J. I. T. et al. **Nível Crítico de Fósforo em Batata-Inglesa Sob Adubação Mineral e Organo-Mineral**. 9º Salão Integrado de Ensino, Pesquisa e Extensão. Universidade Estadual do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS, 2019.

GONÇALVES, C. A. et al. Chemical and technological attributes of sugarcane as functions of organomineral fertilizer based on filter cake or sewage sludge as organic matter sources. **PLOS ONE**. San Francisco, California – EUA. v. 16, n. 12. 2021.

GRIBUT, E. A.; KULIKOVA, M. A.; KASHARIN, D.
V. Optimization of organic fertilizers production technology for fractional separation of biodegradable organic waste. IOP Publishing Ltd. Bristol, United Kingdom. v. 548, 2020.

GROHSKOPF, M. A. et al. Efficiency of fluid organomineral fertilizer with pig slurry in nitrogen and phosphorus availability. **Revista de Ciências Agrovetenárias**, Lages, SC, v. 19, n. 1, p. 84-93, 2020.

GROHSKOPF, M. A. et al. Interaction between Phosphorus and Nitrogen in Organomineral Fertilizer. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. Taylor & Francis Group. London, England. v. 50, n. 21, p. 2742-2755, 2019b.

GROHSKOPF, M. A. et al. Phosphate fertilization with organomineral fertilizer on corn crops on a Rhodic Khandiudox with a high phosphorus content. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 54, 2019a.

HOROWITZ, N.; MEURER, E. J. Oxidação do enxofre elementar em solos tropicais. *Ciência Rural*. Universidade Federal de Santa Maria – RS. v.36, n.3, p.822-828. 2006.

KULIKOVA, M. A. et al. Environmental assessment of the impact of ammophos-based organic fertilizers on the environment. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. IOP Publishing Ltd. Bristol, United Kingdom. v. 579, 2020.

KUMAR, A. et al. Fertilizing behavior of extract of organomineral-activated biochar: low-dose foliar application for promoting lettuce growth. **Chemical and Biological Technologies in Agriculture**. Mountain View, EUA. v. 8, n. 1, p. 1-15, 2021.

KWEY, M. M. et al. Evaluation of the growth and the nutritional status of the leaves and roots of moringa oleifera under the influence of organomineral amendments in Humid tropical region. **Tropicultura**. University of Liège's Institutional Repository. Lieja, Belgium. v. 37, n. 2, p. 1-21, 2019.

MACKAY, J. E. et al. Organic amendments as phosphorus fertilisers: Chemical analyses, biological processes and plant P uptake. **Soil Biology and Biochemistry**. United Kingdom. v. 107, p. 50-59, 2017.

MAGALHÃES, C. A. de S. et al. Eficiência de fertilizantes organominerais fosfatados em mudas de eucalipto. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 18, n. 4, p. 80-85, 2017.

MORAES, E. R. de et al. Yield and biometry of fertilized sugar cane with organomineral fertilizer of sewage sludge and biostimulant. **Bioscience Journal**. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia, MG. v. 36, n. 5, p. 1564-1576, 2020.

MUMBACH, G. L. et al. Agronomic efficiency of organomineral fertilizer in sequential grain crops in southern Brazil. **Agronomy Journal**. Madison, EUA. v. 112, n. 4, p. 3037-3049, 2020.

NASCIMENTO, A. L. et al. Chemical attributes of sewage sludges: Relationships to sources and treatments, and implications for sludge usage in agriculture. **Journal of Cleaner Production**. v. 258, p. 120-746, 2020.

NGO, H. T. T. et al. Development of an organomineral fertiliser formulation that improves tomato growth and sustains arbuscular mycorrhizal colonisation. **Science of The Total Environment**. Bedfordshire, U.K. p. 151-977, 2021.

PERES, L. A. C.; TERRA, N. F.; REZENDE, C. F. A. Produtividade do tomate industrial submetido a adubação organomineral em cobertura. **Brazilian Journal of Development**. Curitiba, PR. v. 6, n. 3, p. 10586-10599, 2020.

POGORZELSKI, D. et al. Biochar as composite of phosphate fertilizer: Characterization and agronomic effectiveness. **Science of The Total Environment**. Exeter, United Kingdom. v. 743, p. 140-604, 2020.

RODRIGUES, M. M. et al. Sewage sludge as organic matrix in the manufacture of organomineral fertilizers: Physical forms, environmental risks, and nutrients recycling. **Journal of Cleaner Production**, v. 313, p. 127-774, 2021.

ROSSET, E. et al. Efeitos de fertilizante organomineral na produção de tomate (*Lycopersicon esculentum*). Maringá, PR. v. 25, n. 2, p. 12-17, 2016.

SANTOS, E. N. dos et al. Organic and mineral fertilizer in the culture of melons in the sub-middle valley of the river São Francisco. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 13, n. 4, p. 1233-1250, 2020.

SANTOS, V. S. dos et al. **Rendimento de milho após aplicação de fertilizantes orgânico e mineral como estratégia de melhoria da fertilidade do solo**. 9 ° Salão Integrado de Ensino, Pesquisa e Extensão. Universidade Estadual do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS, 2019.

SCHLEGEL, G. et al. Manejo de solo e adubação na implantação da cultura da batata na região de Guarapuava - PR. *Revista Tech & Campo*. Guarapuava, PR. v. 1 n. 1, 2018.

SOUSA, J. T. M. de et al. Physiological Responses IF Peanut Crops to Irrigation With Brackish Waters and Aplicativo of Organo-mineral Fertilizers. **Revista Caatinga**, Mossoró, RN, v. 34, n. 3, p. 682-691, 2021. Supl.

SOUZA, B. U. de et al. Agronomic efficiency of liquid biofertilizers in potato cultivar Asterix. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. Recife, Pernambuco. v. 12, n. 4, p. 405-409, 2017.

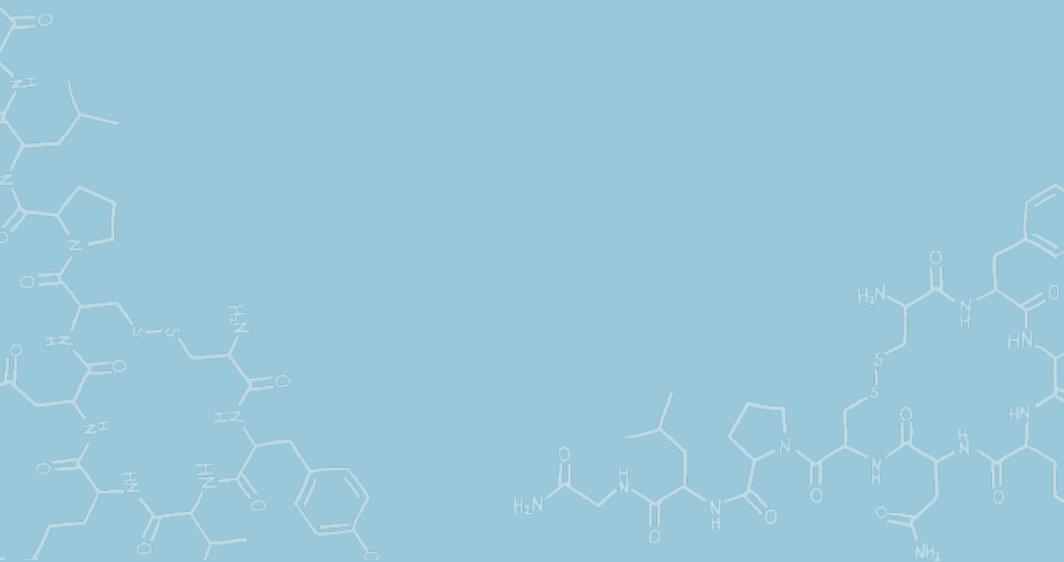
VANDECASTEELE, B. et al. Composting for increasing the fertilizer value of chicken manure: Effects of feedstock on P availability. **Waste and Biomass Valorization**. Switzerland. v. 5, n. 3, p. 491-503, 2014.

VIDAL, M. C.; SALDANHA, R.; VERISSIMO, M. A. A.
Bioinsumos_o programa nacional e a sua relação com a produção sustentável. **Sanidade Vegetal**. Florianópolis, SC. 1ª ed, p. 382-410, 2020.



CAPÍTULO 6

ASPECTOS AMBIENTAIS SOBRE O USO DE DEJETOS ANIMAIS NA AGRICULTURA



ASPECTOS AMBIENTAIS SOBRE O USO DE DEJETOS ANIMAIS NA AGRICULTURA

Valdenir Pereira Morais¹

Lorrayna Silva da Cruz¹

Rafael Marques Pereira Leal¹

RESUMO

Os sistemas de produção animal geram grandes quantidades de dejetos, os quais são ricos em nutrientes e matéria orgânica, podendo ser utilizados como fertilizantes orgânicos na agricultura, diminuindo custos com fertilizantes minerais não renováveis. Diversos trabalhos comprovam que o uso agrícola de fertilizantes à base de dejetos animais pode impactar positivamente a qualidade do solo e a produtividade das culturas agrícolas. Entretanto, dejetos animais são materiais orgânicos muito heterogêneos, que podem conter concentrações ambientalmente relevantes de uma ampla gama de contaminantes, tais como metais pesados, antibióticos, genes resistentes a antibióticos e organismos patogênicos, dentre outros. Assim, estes materiais podem apresentar um relevante potencial poluidor, limitando os benefícios de seu uso na agricultura, especialmente quando aplicados sem tratamento prévio e/ou critérios técnicos adequados. Tendo em vista que o Brasil é atualmente um dos maiores produtores e exportadores mundiais de alimentos de origem animal, e que as perspectivas são de crescimento expressivo do setor para os próximos anos, projeta-se uma geração ainda maior de resíduos animais, que necessitarão de uma destinação adequada. Desse modo, torna-se fundamental avaliar detalhadamente seu potencial poluidor, de modo que critérios técnicos sejam desenvolvidos e aperfeiçoados, possibilitando, com isso, um uso cada vez mais seguro e sustentável desses resíduos, maximizando seus benefícios para a agricultura e minimizando seus riscos ao ambiente. Nesse contexto, abordamos a problemática do potencial poluidor dos dejetos animais sob a ótica de três aspectos específicos: metais pesados, organismos patogênicos e antimicrobianos e seus genes de resistência.

Palavras-chave: Produção animal. Poluição do solo. Metais pesados. Organismos patogênicos. Antimicrobianos.

1 Instituto Federal Goiano (IF Goiano) – Campus Rio Verde.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos principais líderes mundiais na produção e exportação de alimentos de origem animal. Estima-se um crescimento da produção de 26 milhões de toneladas de carne (bovina, frango e suína) em 2018/19 para 33,0 milhões de toneladas de carne em 2028/29 (BRASIL, 2019). Como consequência, esperam-se também aumentos expressivos nas quantidades de dejetos animais produzidos, principalmente nas criações intensivas de aves, bovinos e suínos. Nesse sentido, somados os dejetos animais gerados pelo setor de carnes (aves, frangos e bovinos), estima-se que eles poderiam fornecer cerca de 4.337 mil ton de NPK por ano, o que corresponde a 27,14% do total de NPK consumido em 2019 pela agricultura (CRUZ et al., 2017; ANDA, 2020). Assim, o emprego desses dejetos como fontes alternativas de nutrientes na agricultura brasileira mostra-se uma alternativa muito viável e promissora, tanto do ponto de vista da quantidade gerada desses dejetos como da redução de custos com a aquisição de fertilizantes minerais (ASTILL et al., 2019), os quais, na sua maioria, são recursos não renováveis.

De maneira geral, a aplicação de dejetos animais tende a promover melhorias nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo, tais como: aumentos na capacidade de retenção de água, agregação, estruturação e aeração do solo, nos teores de C, N, P e K, na capacidade de trocas de cátions e no conteúdo de matéria orgânica do solo, além de estimular a atividade e diversidade microbiana do solo (LIU et al., 2020a). O uso de dejetos animais também é uma prática sustentável, permitindo a reciclagem de nutrientes e redução de custos com fertilizantes minerais na propriedade rural (LIU et al., 2020b).

Apesar do uso agrícola de dejetos animais representar uma alternativa promissora para incrementar a qualidade do solo com custo reduzido, ao mesmo tempo em que permite uma destinação adequada aos altos volumes gerados, muitas questões sobre os impactos de curto e longo prazo dessa prática permanecem em aberto, principalmente quanto à problemática da contaminação por antibióticos e genes de resistência a antibióticos (GRAs) (CHEN et al., 2019a; CYCÓN et al., 2019). GRAs são considerados contaminantes emergentes (CHEN *et al.*, 2019a), pois consistem em fragmentos de DNA de origem bacteriana ou fúngica que, mesmo sendo resposta das comunidades microbianas a uma condição de estresse

ambiental, também podem exercer influência sobre outros organismos vivos, impactando, inclusive, na saúde do homem (ABDOLRASOULI *et al.*, 2018; PRIGITANO *et al.*, 2019). Trata-se, assim, de um grave problema de saúde pública, uma vez que os microrganismos estão, a cada dia, tornando-se mais resistentes aos antimicrobianos atualmente disponíveis; e essa adaptação microbiana está acontecendo mais rápido do que o surgimento de novas drogas para combater infecções causadas por organismos patogênicos (ROCAMORA *et al.*, 2015; ROSS; TOPP, 2015).

Embora o país seja um dos maiores produtores e exportadores mundiais de produtos de origem animal, praticamente inexitem informações sobre a ocorrência de diferentes contaminantes em amostras de dejetos animais para as condições locais e também sobre como o tipo de tratamento dos dejetos animais afeta a distribuição e a dissipação desses contaminantes no solo, especialmente a longo prazo. Algumas importantes lacunas do conhecimento são: 1) Quais são as concentrações de contaminantes presentes nos solos relacionadas à adubação com dejetos animais?; 2) Como as diferentes tecnologias de tratamento, tal como a compostagem, afetam as concentrações e a dissipação desses contaminantes no ambiente?; 3) Existem distinções relevantes nas concentrações e na dissipação desses contaminantes entre diferentes tipos de dejetos animais?; 4) A ocorrência e a dissipação desses contaminantes em condições tropicais assemelha-se aos padrões observados em ambientes temperados?; e 5) Quais são os potenciais impactos negativos para os organismos terrestres e para a saúde humana relacionados a essa problemática?

Desse modo, abordaremos a problemática do uso dos dejetos animais na agricultura sob a ótica do seu potencial poluidor associado à presença de metais pesados, organismos patogênicos, antimicrobianos e seus genes de resistência.

2. POTENCIAL POLUIDOR DOS DEJETOS ANIMAIS

Na prática, muitas vezes o uso agrícola dos dejetos animais acontece sem critérios técnicos adequados, impedindo o aproveitamento eficiente de nutrientes (BENITES *et al.*, 2010). Quando os dejetos são aplicados ou descartados no solo sem tratamento ou, ainda que tratados, são utilizados sem consideração da sua composição físico-química e sem

critérios técnicos que disciplinem essa prática, eles podem ocasionar impactos adversos aos diferentes compartimentos ambientais, tais como salinização de solos, emissão de gases de efeito estufa, contaminação e eutrofização de águas superficiais (GONÇALVES, 2021). Igualmente, perdas substanciais de nitrogênio podem ocorrer via volatilização de amônia ou lixiviação de nitrato, o que é muito negativo tanto sob a ótica agrônômica quanto ambiental. Além disso, dejetos animais podem conter metais pesados como cádmio e chumbo, e organismos patogênicos como parasitas, bactérias e vírus nocivos, representando, em decorrência disso, riscos ao ambiente e à saúde humana, especialmente quando usados in natura (AWASTHI et al., 2019).

2.1 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Em virtude do fornecimento de rações altamente concentradas, os dejetos suínos apresentam teores elevados de Cu e Zn, os quais, em altas concentrações no solo, podem ser tóxicos para as plantas, para os animais e para o homem (CASSOL, 2011). Além disso, os dejetos animais podem conter metais tóxicos, tais como cádmio (Cd), chumbo (Pb) e cromo (Cr) (ZENATTI, 2016), que podem estar presentes como contaminantes nos suplementos minerais fornecidos nas rações. Desse modo, a quantidade de resíduos gerada e aplicada aos solos pode exceder a capacidade de suporte para eles pelo uso contínuo das mesmas áreas como locais de descarte, levando ao acúmulo de elementos potencialmente tóxicos a longo prazo (BASSO et al., 2012).

No Oeste de Santa Catarina, em áreas anualmente utilizadas como local de descarte, com um histórico de aplicação de dejetos líquidos de suínos de 4 a 22 anos, Basso et al. (2012) concluíram que zinco e cobre foram os elementos mais preocupantes com relação a um possível acúmulo no solo. No Noroeste da China, os dejetos animais são uma fonte importante de metais pesados ao ambiente, com concentrações típicas em peso seco de 65,6 mg de Cu/kg, 3,3 mg As/kg e 1,6 mg Cd/kg para amostras de dejetos de aves, ao passo que, com relação ao dejetos bovino, as concentrações típicas (peso seco) são de 31,1 mg Cu/kg, 2,5 mg As/kg e 0,5 mg Cd/kg (ZHANG et al., 2012).

Zenatti et al. (2016) avaliaram a acumulação de metais tóxicos no solo e no tecido vegetal de Tifton 85 fertilizado com dejetos de suínos – in natura e biofertilizante – constatando que houve um incremento dos metais tóxicos nas plantas e no solo em função das doses de dejetos aplicadas. O dejetos in natura favoreceu a absorção de Cr pelas plantas de Tifton 85, sendo o valor obtido para o Cr considerado fitotóxico em relação às plantas. Para os solos, houve um aumento na concentração de Pb em razão das doses de dejetos suínos aplicadas, em alguns casos, ficando acima do valor de referência para a qualidade do solo (VRQ).

Zanatta (2018) quantificou os teores pseudototais de elementos potencialmente tóxicos acumulados no solo, bem como em plantas de aveia e em grãos de milho, após aplicações consecutivas de cama de aviário. Foi observado que a aplicação anual de doses crescentes (0, 4, 8 e 12) de cama de aviário ao solo, durante seis anos, promoveu aumentos nos teores pseudototais de Zn e Ba, porém estes permaneceram abaixo dos valores de referência preconizados pelo CONAMA. Para os demais elementos estudados (Cd, Ni, Pb, Cr e Cu), não houve efeito das doses crescentes de cama de aviário. De acordo com Matos (2021), o manejo adequado do solo, o uso racional de insumos agrícolas e o monitoramento dos teores de elementos-traço são fundamentais para a sustentabilidade agrícola e a qualidade dos alimentos produzidos.

2.2 ORGANISMOS PATOGÊNICOS

Um dos pontos mais controversos relacionados ao uso de dejetos na agricultura é a potencial contaminação microbiológica dos produtos agrícolas, uma vez que dejetos, principalmente sem tratamento, contribuem para o aumento da presença desses organismos no ambiente (PEDROSA et al., 2013). Assim, esses patógenos tendem a ser introduzidos na cadeia alimentar e representar riscos à saúde humana (NAG et al., 2020), especialmente no caso de hortaliças consumidas in natura (SHAH et al., 2019).

Os dejetos animais são um ótimo meio de cultura para muitos microrganismos potencialmente patogênicos, por exemplo: bactérias do grupo coliforme fecal, *E. Coli*, *Salmonella spp.*, *Streptococcus*, *Campylobacter spp.*, *Corynebacterium* e *Staphylococcus* (BOLAN et al., 2010); os protozoários

Giardia e *Cryptosporidium*; os nematóides *Ascaris spp* e as leveduras (AUGUSTO, 2016), além de fungos nocivos à saúde humana como *Aspergillus* e *Penicillium* (CALUMBY et al., 2019), e vírus nocivos como a H5N1 (*Avian influenza*) (MARTINS, 2021).

Com relação às concentrações de organismos patogênicos em amostras de dejetos in natura, as maiores concentrações (em massa seca do resíduo) foram encontradas para *Yersinia enterocolitica* ($2,1 \cdot 10^6$ em esterco de aves), *Listeria* ($9,7 \cdot 10^5$ ufc/g em esterco de suíno), *Salmonella* ($5,8 \cdot 10^5$ ufc/g em esterco de gado), *Giardia intestinalis* ($1,6 \cdot 10^5$ ufc/g esterco de suíno) e *Campylobacter coli* ($1,5 \cdot 10^5$ ufc/g em esterco bovino). Concentrações notadamente elevadas foram detectadas com mais frequência no esterco bovino, seguido do esterco de aves (GHIRARDINI et al., 2020). O tratamento de dejetos por compostagem ou biodigestão ajuda a reduzir e a eliminar a maioria desses organismos patogênicos, pois as elevadas temperaturas levam à morte muitos desses organismos, especialmente as bactérias (SCHMIDT; CARDOSO, 2003).

Ainda que, de fato, existam menos informações disponíveis para as concentrações de organismos patogênicos em dejetos tratados, pode-se afirmar que as concentrações são menores (GHIRARDINI et al., 2020): concentrações médias (em massa seca do resíduo) de bactérias indicadoras variam entre $2,3 \cdot 10^3$ ufc/g (*E. coli* em lodo de lagoa de tratamento de dejetos suíno) e $1,6 \cdot 10^5$ ufc/g (coliformes totais em lodo de lagoa de tratamento de dejetos suíno); e para os patógenos variam entre $1,2 \cdot 10$ ufc/g (*Giardia intestinalis* em lodo de lagoa de tratamento de dejetos suíno) e $3,7 \cdot 10^6$ ufc/g (*Salmonella* em lodo de lagoa de tratamento de dejetos bovino).

Entretanto, conforme observado por Lima (2010), alguns patógenos – como ovos de helmintos, a exemplo do *Ascaris* – são resistentes a uma ampla variedade de condições ambientais adversas, podendo permanecer infectivos por vários anos no ambiente agrícola, sendo considerados indicadores de condições sanitárias do solo (SYLVESTRE, 2013). Ademais, sabe-se pouco sobre a sobrevivência de vírus nocivos nesses resíduos (USEPA, 2013).

2.3 ANTIMICROBIANOS E GENES DE RESISTÊNCIA

Diversos trabalhos na literatura têm reportado altas concentrações em uma das mais distintas classes de antibióticos, bem como a presença de microrganismos resistentes a antibióticos e GRAs em amostras de dejetos animais (CHECCUCCI et al., 2020; HE et al., 2020; XU et al., 2020). As concentrações típicas de antibióticos em dejetos animais (bovino, suíno ou cama de frango) variam de 1.000 – 10.000 $\mu\text{g kg}^{-1}$, podendo alcançar valores acima de 200.000 $\mu\text{g kg}^{-1}$, a depender da classe de antibiótico, da taxa de metabolismo do composto no corpo animal, da quantidade de excrementos (dejetos) produzida diariamente pelo animal e do tipo de alojamento (XU et al., 2020; LI et al., 2018). As concentrações residuais de antibióticos nos dejetos animais podem levar à pressão de seleção sob a microbiota do solo, promovendo o surgimento de microrganismos resistentes aos antibióticos e à dispersão de GRAs via mutação ou transferência horizontal de genes (CLEARLY et al., 2016).

A aplicação de dejetos animais tende a aumentar a diversidade total e a abundância de GRAs no solo, sendo esse aumento influenciado pelo tipo do dejetos. Solos tratados com dejetos suíno compostado apresentaram menos genes de resistência do que os com esterco bovino (CHEN et al., 2019b). No entanto, os GRAs decresceram a níveis até menores do que os solos controles (não adubados) após 6 meses da aplicação, mostrando que eles podem sofrer dissipação com o tempo. Duan et al. (2019) observaram que os GRAs foram pelo menos 2,62 vezes maiores nos solos adubados com dejetos, na seguinte ordem: dejetos suíno > dejetos de frango > dejetos bovino, sendo os genes *tetX*, *sul1*, *sul2* e *tetG* os mais abundantes. Nesse estudo, concentrações nas faixas de 0,15-4,76 e de 0-2,62 mg kg^{-1} foram encontradas para as tetraciclinas e as sulfonamidas, respectivamente.

Sun et al. (2019) avaliaram os efeitos de longo prazo (9 anos) da aplicação de fertilizantes orgânicos (dejetos animais) e inorgânicos (químicos) em GRAs. Tanto os fertilizantes orgânicos quanto os inorgânicos alteraram a composição de GRAs no solo, aumentando sua abundância e seus subtipos. Aparentemente, alguns subtipos de genes como *sul1*, *sul2*, *tetX* e *tetL* originaram-se do dejetos; enquanto outros como *vanR*, *tcmA*, *mexF* e *rosB*, provavelmente, tiveram origem na microbiota nativa.

CHEN et al. (2019b) avaliaram o efeito da compostagem de dejetos animais sobre a coleção de GRAs. Como resultado, eles verificaram que os solos adubados com dejetos suínos compostados apresentaram menor abundância de GRAs. Além disso, a taxa de decaimento de GRAs foi 2,2 vezes maior no solo tratado com o composto quando comparado ao solo que recebeu dejetos in natura. Em trabalho similar, XU et al. (2020) observaram que a aplicação de dejetos animais compostados promoveu redução de 12% a 96% na abundância dos genes *sul2*, *TetB-01*, *TetG-01* e *TetM-01* em comparação ao solo adubado com dejetos sem tratamento.

No Brasil, em um estudo pioneiro em 15 locais que receberam regularmente adubação com diferentes tipos de dejetos animais (esterco bovino, cama de frango e dejetos suínos), as concentrações de antimicrobianos e de GRAs encontrados também foram afetadas pelo tipo específico de dejetos aplicado (BASTOS et al., 2018). Solos com aplicação de cama de frango apresentaram concentração de *su1* da ordem de 10^{-7} genes/bactéria, enquanto os solos com longo histórico de aplicação de esterco de gado leiteiro tiveram concentrações mais elevadas de *su1* (10^{-6} - 10^{-5} genes/bactéria). Ademais, baixas concentrações de GRAs foram encontradas, inclusive, em solos não cultivados de áreas adjacentes (sob floresta), sendo essa contaminação associada ao transporte por escoamento superficial e/ou deposição aérea (BASTOS et al., 2018).

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dada a relevância do setor agropecuário para a economia do país, ressaltamos, por fim, a necessidade e a importância de um uso cada vez mais criterioso e racional desses resíduos na agricultura, amparado por legislação, programas de controle de qualidade e pesquisa científica. Desse modo, observaremos na prática um uso cada vez mais seguro e sustentável desses resíduos, dando não apenas uma destinação adequada a eles, mas também maximizando seus benefícios para a agricultura e minimizando seus riscos ao ambiente.

4. REFERÊNCIAS

ANDA – Associação Nacional para a Difusão de Adubos. **Pesquisa Setorial**. São Paulo, SP: ANDA, 2020. Disponível em: https://anda.org.br/pesquisa_setorial/. Acesso em: 30 out. 2020.

ASTILL, G.; MINOR, T.; THORNSBURY, S. Changes in US Produce Grower Food Safety Practices from 1999 to 2016. **Food Control**, [s. l.], 2019.

AUGUSTO, K. V. Z. **Eliminação de patógenos no esterco através da compostagem**. Avicultura industrial. [S. n.]: Campinas, 2016.

AWASTHI, M. K.; SARSAIYA, S.; WAINAINA, S.; RAJENDRAN, K.; KUMAR, S.; WANG, Q.; DUAN, Y.; AWASTHI, S. K.; CHEN, H.; PANDEY, A.; ZHANG, Z.; JAIN, A.; TAHERZADEH, M. J. A critical review of organic manure biorefinery models toward sustainable circular bioeconomy: technological challenges, advancements, innovations, and future perspectives. **Renew. Sust. Energ**, [s. l.], v. 111, p. 115-131, 2019.

BASSO, C. J.; CERETTA, C. A.; FLORES, É. M. M.; GIROTTO, E. Teores totais de metais pesados no solo após aplicação de dejetos líquido de suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, p. 653-659, 2012.

BASTOS, M. C.; SANTOS, D. R.; AUBERTHEAU, E.; LIMA, J. A. M. C.; GUET, T. L.; CANER, L.; MONDAMERT, L.; LABANOWSKI, J. Antibiotics and microbial resistance in Brazilian soils under manure application. **Land Degradation**, [s. l.], v. 29, 2472-2484, 2018.

BENITES, V. M.; CORRÊA, J. C.; MENEZES, J. F. S.; POLIDORO, J. C.; CAMPOS, D. V. B. Production of granulated organomineral fertilizer from pig slurry and poultry litter in Brazil. *In*: 15th World fertilizer congress of the international scientific centre for fertilizers, 2010, Bucareste. Meeting the fertilizer demand on a changing globe: biofuels, climate change & contaminants, [s. l.], p. 892-895, 2010.

BOLAN, N. S.; SZOGI, A. A.; CHUASAVA-THI, T.; SESHADRI, B.; ROTHROCK, M. J.; PANNERSEL-VAM, P. Uses and management of poultry litter. **World's Poultry Science Journal**,

[s. l.], v. 66, n. 4, p. 673-698, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0043933910000656>.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Projeções do Agronegócio: Brasil 2018/19 a 2028/29**. Brasília: Secretaria de Política Agrícola, 2019. 126 p.

CALUMBY, R. J. N.; SILVA, J. A.; SILVA, D. P.; MOREIRA, R. T. F., ARAÚJO, M. A. S.; ALMEIDA, L. M.; GRILLO, L. A. M.; ALVINO, V. Isolamento e identificação da microbiota fúngica anemófila em unidade de Terapia Intensiva. **Brazilian Journal of Development**, [s. l.], v. 5, n. 10, p. 19708-19722, 2019.

CASSOL, P. C.; SILVA, D. C. P.; ERNANI, P. R.; FILHO, O. K.; LUCRÉCIO, W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejetos suíno e adubo solúvel. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, SC, v. 10, n. 2, p. 103-112, 2011.

CHECCUCCI, A.; TREVISI, P.; LUISE, D.; MODESTO, M.; BLASIOLI, S.; BRASCHI, I.; MATTARELLI, P. Exploring the Animal Waste Resistome: the Spread of Antimicrobial Resistance Genes through the Use of Livestock Manure. **Frontiers in microbiology**, [s. l.], v. 11, p. 1-9, 2020.

CHEN, Q.L. et al. Loss of soil microbial diversity exacerbates spread of antibiotic resistance. **Soil Ecology Letters**, [s. l.], v. 1, p. 3-13, 2019a.

CHEN, Z. et al. Antibiotic resistance genes and bacterial communities in cornfield and pasture soils receiving swine and dairy manures. **Environmental Pollution**, [s. l.], 2019b.

CLEARY, D. W.; BISHOP, A. H.; ZHANG, L.; TOPP, E.; WELLINGTON, E. M. H.; GAZE, W. H. Long-term antibiotic exposure in soil is associated with changes in microbial community structure and prevalence of class 1 integrons. **FEMS Microbiology Ecology**, [s. l.], v. 92, n. 10, 2016.

CRUZ, A. C. et al. Fertilizantes organominerais de resíduos do agronegócio: avaliação do potencial econômico brasileiro. **Indústria Química: BNDES Setorial**, [s. l.], v. 45, p. 137-187, 2017.

CYCÓN, M.; MROZIK, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z.
Antibiotics in the Soil Environment – Degradation and Their Impact on Microbial Activity and Diversity. **Frontiers in microbiology**, [s. l.], v. 10, 2019.

DUAN, M.; GU, J.; WANG, X.; LI, Y.; ZHANG, R.; HU, T.; ZHOU, B. Factors that affect the occurrence and distribution of antibiotic resistance genes in soils from livestock and poultry farms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 180, p. 114-122, 2019.

GHIRARDINI, A.; GRILLINI, V.; VERLICCHI, P. A review of the occurrence of selected micropollutants and microorganisms in different raw and treated manure–environmental risk due to antibiotics after application to soil. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 707, p. 136-118, 2020.

GONÇALVES, M. V. M. et al. **Fertirrigação de milho (zea mays l.) com água residuária de suinocultura e piscicultura**. 2021. Dissertação (Bacharel em Engenharia Ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano- Campus Rio Verde, Rio Verde, 2021.

HE, Y.; YUAN, Q.; MATHIEU, J.; STADLER, L.; SENEHI, N.; SUN, R.; ALVAREZ, P. J. J. Antibiotic resistance genes from livestock waste: occurrence, dissemination, and treatment. **NPJ Clean Water**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 1-11, 2020.

LI, L.; GUO, C.; FAN, S.; LV, J.; ZHANG, Y.; XU, Y.; XU, J. Dynamic transport of antibiotics and antibiotic resistance genes under different treatment processes in a typical pharmaceutical wastewater treatment plant. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 25, n. 30, p. 30191-30198, 2018.

LIU, H.; HUANG, X.; TAN, W.; DI, H.; XU, J.; LI, Y. High manure load reduces bacterial diversity and network complexity in a paddy soil under crop rotations. **Soil Ecology Letters**, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 104-119, 2020a.

LIU, L.; LI, C.; ZHU, S.; XU, Y.; LI, H.; ZHENG, X.; SHI, R. Combined application of organic and inorganic nitrogen fertilizers affects soil prokaryotic communities compositions. **Agronomy**, [s. l.], v. 10, n. 1, 2020b.

MARTINS, G. L. **Compostagem de resíduos agropecuários: segurança ambiental, ciclagem de nutrientes e eficácia agrônômica.** 2021. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2021.

MATOS, T. S.; PEREIRA, M. G.; FERRARI, A. C.; ZONTA, E. Elementos-traço e atributos químicos do solo em áreas de cultivo de erva-mate com aplicação de dejetos de suínos. **Revista Agroecossistemas**, Pará, v. 13, n. 1, p. 1-20, 2021.

NAG, R. et al. Ranking hazards pertaining to human health concerns from land application of anaerobic digestate. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 710, p. 136-297, 2020.

PEDROSA, T. D.; FARIAS, C. A. S.; PEREIRA, R. A.; FARIAS, E. T. R. Monitoramento dos parâmetros físico-químicos na compostagem de resíduos agroindustriais. **Nativa**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 44-48, 2013.

PRIGITANO, A. et al. Azole-resistant *Aspergillus fumigatus* in the Italian environment. **Journal of global antimicrobial resistance**, [s. l.], v. 16, p. 220-224, 2019.

ROCAMORA, I. N. et al. Uso de lodos de depuradora en agricultura: patógenos y resistencias a antibióticos. **Revista de Salud Ambiental**, [s. l.], v. 15, n. 2, p. 113-120, 2015.

ROSS, J.; TOPP, E. Abundance of antibiotic resistance genes in bacteriophage following soil fertilization with dairy manure or municipal biosolids, and evidence for potential transduction. **Appl. Environ. Microbiol.**, [s. l.], v. 81, n. 22, p. 7905-7913, 2015.

SCHMIDT, V.; CARDOSO, M. R. I. Sobrevivência e perfil de resistência aos antimicrobianos de *Salmonella* sp. isoladas em um sistema de tratamento de dejetos suínos. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 5, p. 881-888, 2003.

SHAH, M. K.; BRADSHAW, R.; NYARKO, E.; HANDY, E. T.; EAST, C.; ILLNER, P. D.; BERGHOL, T. M.; SHARMA, M. *Salmonella enterica* in soils amended with heat-treated poultry pellets survived longer than bacteria in unamended soils and more readily transferred to and persisted on spinach. **Applied and environmental microbiology**, [s. l.], v. 85, n. 10, p. 33-419, 2019.

SYLVESTRE, S. E. Z. **Desempenho de sistemas de reatores anaeróbios e aeróbio na remoção de coliformes e ovos de helmintos de águas residuárias de suinocultura.** 2013. 103 f. Dissertação (Mestrado) — Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (UNESP), Jaboticabal, 2013.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Literature review of contaminants in livestock and poultry manure and implications for water quality.** Washington: USEPA/ Office of Water, 2013.

XU, Y.; LI, H.; SHI, R.; LV, J.; LI, B.; YANG, F.; ZHENG, X.; XU, J. Antibiotic resistance genes in different animal manures and their derived organic fertilizer. **Environmental Sciences Europe**, [s. l.], v. 32, n. 1, 2020.

ZANATTA, M. **Teores pseudototais de cádmio, níquel, chumbo, cromo, cobre, bário e zinco em plantas de aveia e milho e em solo adubado com cama de aviário durante seis anos.** 2018. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2018.

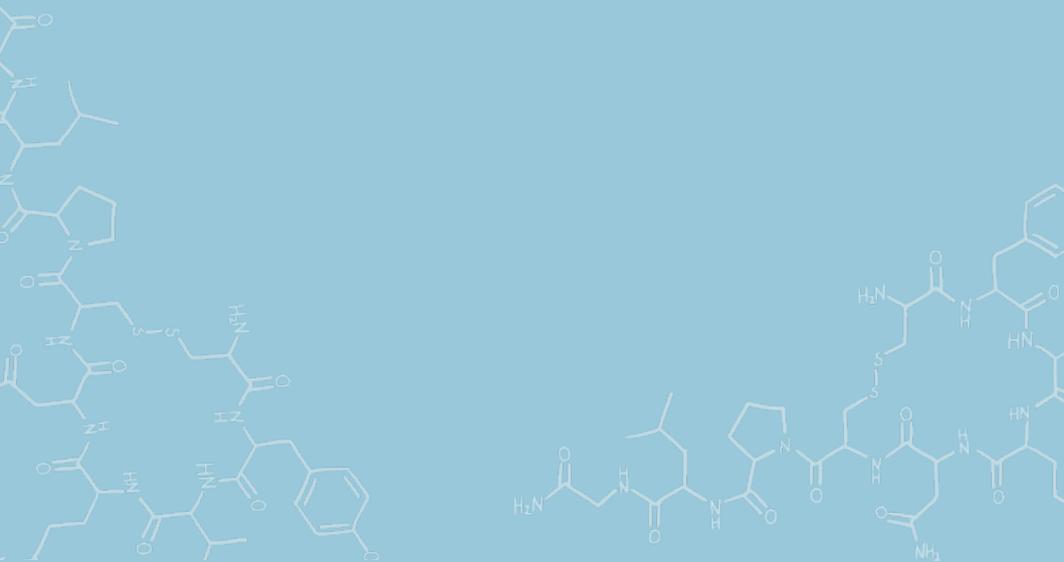
ZENATTI, R.; GONÇALVES JUNIOR, A. C.; SCHWANTES, D.; NACKE, H.; COELHO, G. F.; SOUZA, R. F. B. Disponibilidade de metais tóxicos na cultura do Tifton 85 e em solo de cultivo fertilizado com dejetos provenientes da suinocultura. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, Paraná, v. 12, n. 1, p. 187-201, 2016.

ZHANG, F.; LI, Y.; YANG, M.; LI, W. Content of heavy metals in animal feeds and manures from farms of different scales in northeast China. **International journal of environmental research and public health**, [s. l.], v. 9, n. 8, p. 2658-2668, 2012.



CAPÍTULO 7

INFLUÊNCIA DO CICLO CIRCADIANO NA COMPOSIÇÃO QUÍMICA E NO TEOR DE ÓLEOS ESSENCIAIS



INFLUÊNCIA DO CICLO CIRCADIANO NA COMPOSIÇÃO QUÍMICA E NO TEOR DE ÓLEOS ESSENCIAIS

Chrystiaine Helena Campos de Matos¹
Cássia Cristina Fernandes Alves¹
Cristiane de Melo Cazal²

RESUMO

As plantas possuem relógios biológicos que lhes permitem organizar seus processos metabólicos, fisiológicos e de desenvolvimento, denominados de ciclo circadiano. Tal ciclo é um sistema que regula os ritmos diários (24 horas). O ciclo circadiano regula uma infinidade de fatores que afetam os metabólitos das plantas, especialmente os óleos essenciais (OE's) emitidos, os quais apresentam importantes funções. A síntese e o acúmulo de OE's estão associados à presença de estruturas secretoras complexas, como tricomas glandulares, cavidades secretoras e dutos de resina, que podem estar armazenados em vários órgãos da planta e desempenham um papel importante na sua proteção, atuando como antibacterianos, antivirais, antifúngicos, inseticidas e também contra herbívoros. É de intrínseca importância conhecer as fontes de variação das características cruciais das plantas para a escolha do período ideal de colheita. Em diversos organismos, o ciclo circadiano tem uma grande influência em muitos processos bioquímicos e fisiológicos, podendo, por exemplo, permitir que as plantas aumentem a fotossíntese a partir da antecipação correta do amanhecer e do anoitecer bem como da sincronização da síntese de proteínas complexas de captação de luz e clorofila. Diante disso, o presente estudo aborda as alterações ocasionadas na composição química e no teor dos óleos essenciais de diferentes espécies.

Palavras-chave: Ritmo circadiano. Metabolismo especial. Compostos orgânicos voláteis. Relógio circadiano.

-
- 1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano (IF Goiano) – Campus Rio Verde.
 - 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais (IF Sudeste MG) – Campus Barbacena.

1. INTRODUÇÃO

Algumas plantas, denominadas medicinais e aromáticas, apresentam capacidade de produzir metabólitos especiais que atuam como atrativos para animais polinizadores e dispersores de sementes, benéficos para a planta inclusive como agentes de defesa contra herbívoros e patógenos (SWAMY; AKHTAR; SINNIHAH, 2016). Dentre os metabólitos especiais estão os óleos essenciais (OE's), que são uma mistura complexa de compostos orgânicos voláteis, lipofílicos e de baixo peso molecular, os quais podem estar presentes em diferentes concentrações (PAVELA, 2015). Esses compostos desempenham um papel importante na proteção das plantas e atuam como antibacterianos, antivirais, antifúngicos, inseticidas e também contra herbívoros (BAKKALI et al., 2008).

A síntese e o acúmulo de OE estão associados à presença de estruturas secretoras complexas, tais como os tricomas glandulares, os dutos de resina e as cavidades secretoras, armazenadas em vários órgãos da planta, por exemplo, flores, folhas, caule, raízes, rizomas, frutos e sementes, as quais podem ser extraídas dessas plantas por meio de hidrodestilação, destilação a vapor, destilação a seco ou prensagem a frio (REGNAULT-ROGER; VINCENT; ARNASON 2012).

O horário de coleta do material vegetal do qual se pretende extrair o OE pode influenciar no seu rendimento e composição química, como o óleo extraído das folhas de *Lippia alba*, que apresentou uma tendência de maior rendimento entre 8h00 e 12h00 da manhã, demonstrando, nesse caso, variação qualitativa na produção de metabólitos pela planta ao longo do dia (SILVA JÚNIOR et al., 2019). Do mesmo modo, o OE das folhas de manjerição limão (*Ocimum x citriodorum Vis.*) registrou maior teor no período da manhã, em função das temperaturas amenas que contribuíram para que não ocorresse a volatilização do óleo essencial nas folhas (PAULUS; VALMORBIDA; RAMOS, 2019). Já em relação às inflorescências de manjerição-de-folha-larga (*Ocimum basilicum L.*), o maior rendimento foi identificado às 15 horas (JOSÉ et al., 2015).

Tal fato ocorre em razão de os processos metabólicos da planta – como a fotossíntese, a respiração, o movimento das folhas e pétalas e a abertura e o fechamento estomáticos – estarem sujeitos a ciclos diários de luz e escuro, criando uma resposta direta à presença ou à ausência de luz, baseada em um marca-passo interno, de modo a constituir o ciclo

circadiano (do latim *circa*, “cerca de”, e *diem*, “dia”). A partir disso, as respostas fisiológicas da planta podem ocorrer durante um momento particular do dia (TAIZ et al., 2017).

Além disso, o teor e a composição química do OE podem apresentar variações, a depender do órgão do qual é extraído; das condições de crescimento e desenvolvimento da planta; das condições climáticas, tais como temperatura, precipitação, umidade, intensidade de luz; do local de cultivo, como a composição do solo, acidez, poluição e disponibilidade de nutrição mineral; do tempo de colheita e da colonização da raiz por microrganismos simbióticos, em particular fungos micorrízicos arbusculares. Ou seja, uma mesma espécie pode manifestar diferentes composições e teores, que variam de acordo com fatores bióticos e abióticos (RAVEAU; FONTAINE; LOUNÈS-HADJ; SAHRAOUI, 2020).

2. ÓLEOS ESSENCIAIS

O termo “óleo essencial” provém do século XVI, sendo considerado uma mistura natural muito complexa que pode conter cerca de 20 a 60 componentes em concentrações bastante diferentes (BAKKALI et al., 2008). Esses óleos são caracterizados como misturas naturais que apresentam importantes substâncias voláteis em sua composição, formadas por moléculas que manifestam forte odor, apresentam baixa densidade e são líquidas. Além disso, os OE's demonstram-se insolúveis em solventes inorgânicos (água), enquanto são solúveis em solventes orgânicos (éter, álcool e óleos fixos), portanto, configuram-se como uma mistura de moléculas lipofílicas que contêm alta pressão de vapor (HANIF et al., 2019).

Essas misturas voláteis são caracterizadas por dois ou três componentes principais em concentrações muito altas (20% a 70%) em comparação com outros componentes presentes em quantidades vestigiais (BAKKALI et al., 2008). Sua composição química é formada, principalmente, por terpenos, terpenóides e outros compostos aromáticos (REY-VALEIRÓN et al., 2018). Destacando-se, assim, dois dos constituintes mais comuns nessas misturas: os terpenos (C10 monoterpenos e C15 sesquiterpenos), os quais são sintetizados no citoplasma das células vegetais, prosseguindo pela via do ácido mevalônico a partir do acetil-CoA (HYLDGAARD;

MYGIND; MEYER, 2012), e os voláteis das folhas verdes (C6 aldeídos, álcoois e ésteres), que são derivados da clivagem da lipoxigenase de ácidos graxos que incorporam o odor típico de folhas danificadas (UNSICKER; KUNERT; GERSHENZON, 2009).

Inicialmente, os OE's foram utilizados em grande escala na medicina, entretanto, no século XIX, seu uso teve maior enfoque como ingrediente para dar aroma e sabor aos alimentos. Dessa maneira, essas substâncias são utilizadas em diferentes áreas, como a medicina, a perfumaria e a área cosmética, além de ser adicionadas aos alimentos como parte de especiarias ou ervas desde a Antiguidade (BURT, 2004).

Existem diferentes métodos de extração para a obtenção de OE's, dentre eles, a maceração, prensagem a frio, extração por solvente, hidrodestilação, extração por CO₂ e CO₂ supercrítico, extração por destilação turbo – apropriado para a extração de material vegetal grosso e duro – e destilação a vapor (EDRIS, 2007; HANIF et al., 2019). Ademais, eles podem estar presentes em diferentes partes das plantas, como nas flores, folhas, rizomas, raízes, sementes, frutas e casca (PICHERSKY; NOEL; DUDAREVA, 2006).

A gama de plantas que apresentam capacidade de biossintetizar OE's pertence a vários gêneros, os quais estão distribuídos em cerca de 60 famílias, por exemplo, a *Alliaceae*, *Apiaceae*, *Asteraceae*, *Lamiaceae*, *Myrtaceae*, *Poaceae* e *Rutaceae* (RAUT; KARUPPAYIL 2014). Não só pela sua singularidade e possíveis variações em seus constituintes, que podem ser oriundos de causas genéticas, como também por causa do clima, da chuva ou sua origem geográfica, cada planta é capaz de sintetizar um conjunto específico de compostos voláteis (PICHERSKY et al., 2006).

Muitos metabólitos secundários de plantas têm sido quimicamente definidos por seu papel como produtos que atuam contra patógenos – e existem, ainda, diversos compostos provenientes de OE's que podem desempenhar um papel fundamental na interação hospedeiro-patógeno. Além do mais, devido a sua origem natural, são comparativamente biodegradáveis e a maioria deles é de natureza quase não residual, ou seja, a maioria dos OE's não levanta preocupações quanto ao seu uso na proteção de plantas e animais, o que faz com que sejam considerados seguros para o meio ambiente e para a saúde humana nas concentrações

ou doses comumente usadas (PAVELA; BENELLI, 2016; TRIPATHI; DUBEY, 2004).

Tendo em vista as propriedades funcionais apresentadas pelos OE's, a sua aplicação como pesticidas de base biológica vem sendo comumente empregada como alternativa aos compostos sintéticos na agricultura orgânica (DAYAN; CANTRELL; DUKE, 2009). Nesse contexto, são usados como repelentes de insetos e para proteger grãos armazenados e legumes, à medida que, adicionalmente, estão demonstrando um ótimo potencial contra várias espécies de pragas (NERIO; OLIVERO-VERBEL; STASHENKO, 2010). À vista disso, essas misturas voláteis têm demonstrado aplicabilidade na preparação de produtos seguros, expressando impacto positivo na saúde do consumidor, devido a suas propriedades físico-químicas e biológicas (BAKRY et al., 2016); e, como consequência, podem se tornar uma ferramenta importante para substituir os produtos sintéticos (NERIO et al., 2010).

Portanto, a aplicação de OE's em diferentes seguimentos, a partir do seu significativo potencial de funcionalidade, indica a sua segurança para o meio ambiente e para os indivíduos que os manuseiam (ISMAN, 2000). Embora existam muitos dados referentes aos diversos usos dos OE's no meio científico, muitas questões precisam ser respondidas no que diz respeito à influência da biossíntese de seus compostos voláteis decorrente de fatores internos e externos, além das condições de emissão realizada pela planta para o seu transporte e armazenamento (PICHERSKY et al., 2006).

2. 1 FATORES QUE INFLUENCIAM A PRODUÇÃO DE METABÓLITOS

A biossíntese dos metabólitos secundários pelas plantas é considerada uma adaptação relativa à necessidade de proporcionar o desenvolvimento da capacidade de lidar com restrições estressantes, promovendo interações na estabilização estrutural e funcional da espécie por meio de processos e vias de sinalização. Esses fatores de estresse podem ser ocasionadas pelo ambiente e em decorrência de mudanças no crescimento da planta (ISAH, 2019). Diante disso, a alteração da rota metabólica da planta pode ser afetada a partir de diferentes estímulos, condição esta que tende

a provocar a biossíntese de seus constituintes químicos (MORAIS, 2009). Consequentemente, a produção de compostos que apresentam bioatividades é dependente das modificações e interações que a planta realiza com seu habitat (PILATTI et al., 2019).

Estudos evidenciam que as variações da composição química dos OE's estão diretamente relacionadas aos estágios de desenvolvimento, variação sazonal e cultivo da planta. Assim, a análise da composição do OE de uma mesma espécie vegetal que, no entanto, encontra-se em diferentes altitudes, habitats e populações, fornecerá informações sobre suas variações intraespecíficas. A transição dos estágios de desenvolvimento da planta, por exemplo, do vegetativo para o reprodutivo, está incorporada a várias oscilações, tais como o fotoperíodo, a temperatura, os nutrientes e os hormônios, os quais estão diretamente ligados aos processos fisiológicos da planta, influenciando, em razão disso, na produção de seus compostos. Por conseguinte, podemos reiterar que o efeito combinatório entre as mudanças ambientais e as condições fisiológicas da espécie pode gerar uma composição de OE completamente diferente (KUMARI et al., 2014).

Existem algumas condições com potencial para dificultar a produção genética e contínua de metabólitos secundários, as quais podem ser classificadas em: condições ambientais e variações geográficas e fisiológicas (FIGUEIREDO et al., 2008). Dentre os fatores que interferem qualitativamente e quantitativamente nos OE's, expressam-se os fatores abióticos, os quais agrupam todos os fatores não-vivos, incluindo a hidrologia do solo, pH, salinidade e o clima em geral, em especial, o microclima em que a planta está crescendo; e os fatores bióticos, os quais agrupam os organismos vivos, a estes incluídos, em uma parte, os organismos presentes no solo e os microrganismos (FOKOU; DONGMO; BOYOM, 2020). Com efeito, a variação na composição química de um OE dentro de uma mesma espécie pode ser modificada em decorrência das diversas condições geradas pelos fatores abióticos e bióticos, assim como pelo tratamento pós-colheita realizado no material vegetal, pelos métodos de extração empregados para a obtenção do OE e pelas suas condições de conservação (FOKOU et al., 2020).

Desse modo, durante o seu crescimento, as plantas perpassam por uma variedade de estresses e distúrbios bióticos e abióticos, os quais já foram supracitados. Nesse contexto, os diferentes estímulos recebidos

levam ao início das respostas das plantas, promovendo a defesa – mediada por compostos voláteis – por meio dos processos e vias de sinalização. Esse comportamento impacta diretamente o metabolismo primário, o qual fornece os intermediários biossintéticos necessários para que o metabolismo secundário seja formulado, gerando, assim, um efeito concomitante tanto na biossíntese de biomassa quanto em seus compostos bioativos (ISAH, 2019).

Diante do exposto, compreende-se que o metabolismo secundário das plantas pode sofrer variações que estão condicionadas a diversos fatores. Portanto, não somente os fatores internos e externos à planta interferem na produção das substâncias, como também a forma pela qual o material vegetal do qual se extrai o OE foi obtido e armazenado. Assim, condições de coleta, estabilização e estocagem podem gerar influência significativa na composição química e também na qualidade dos OE's (GOBBONETO; LOPES, 2007).

2.2 O CICLO CIRCADIANO

O fotoperíodo corresponde a um fator que impacta significativamente o metabolismo da maioria dos seres vivos, sendo um fenômeno estabelecido pela rotação da Terra em torno de seu próprio eixo e em torno do Sol. Nas plantas, vários processos são controlados pelo fotoperíodo, como crescimento, indução de floração, tolerância ao frio e regulação do ciclo circadiano (CASTRO et al., 2019).

Dessa maneira, é de intrínseca importância conhecer as fontes de variação das características cruciais das plantas medicinais e aromáticas para a escolha do período ideal de colheita. Em diversos organismos, o ciclo circadiano tem uma grande influência em muitos processos bioquímicos e fisiológicos, podendo, por exemplo, permitir que as plantas aumentem a fotossíntese a partir da antecipação correta do amanhecer e do anoitecer, bem como da sincronização da síntese de proteínas complexas de captação de luz e clorofila (DODD et al., 2005).

As interações entre a regulação do ciclo circadiano e as respostas metabólicas podem explicar a importância do comportamento rítmico no crescimento e sobrevivência das plantas. Um exemplo é o fator fotoperíodo, o qual modula o metabolismo primário, o crescimento, a morfoanatomia

e a fotossíntese – vindo a causar, por causa disso, interferência no teor de óleo essencial na planta medicinal *Lippia alba* quando cultivada in vitro sob 4, 8, 16 ou 24 h de luz. Dessa forma, a espécie manifestou melhor crescimento; organização anatômica do mesofilo, caule, raízes e feixes; quantidade de pigmentos fotossintéticos e taxa fotossintética, tendo a síntese proteica ocorrido durante um fotoperíodo de 24 horas. Da mesma maneira, a biossíntese de linalol, o composto majoritário presente em seu óleo essencial, apresentou aumento no fotoperíodo de 24 horas, fator que pode estar relacionado à redução da síntese de geraniol, já que os dois compostos são derivados do geranyl pirofosfato (GPP), molécula que forma a espinha dorsal da maioria dos monoterpenóides (CASTRO et al., 2019).

Assim, o ciclo circadiano permite que os organismos meçam as transições sazonais, prevendo e antecipando as mudanças periódicas em seu ambiente circundante. As oscilações rítmicas dos ciclos em eucariotos são baseadas principalmente em loops de feedback baseados em transcrição/tradução. Nas plantas, o oscilador central circadiano consiste em múltiplos circuitos de retroalimentação interligados (INOUE; ARAKI; ENDO, 2017). Em seu ciclo, a planta também consegue atuar como cronometristas endógenas, de modo a coordenar as respostas fisiológicas internas para corresponder à condição ambiental prevista. Além disso, regula diretamente uma série de vias de saída, que incluem a sinalização hormonal, o desenvolvimento do hipocótilo, o metabolismo, a transição floral, a fotossíntese e a resposta ao estresse biótico e abiótico (DAVIS; RONALD, 2017).

Pesquisas que investigaram os movimentos rítmicos das folhas das plantas definiram o que hoje é aceito como as características essenciais dos ciclos circadianos: origem endógena, período de aproximadamente 24 horas, arrastamento para o ambiente e compensação de temperatura. Também ficou explícito que muitos outros processos vegetais, incluindo germinação, crescimento, troca gasosa, fotossíntese, emissão de aroma floral, OE's e abertura de flores, exibiam ciclos circadianos (MCCLUNG, 2019). A **Tabela 1**, a seguir, sintetiza a interferência causada no rendimento em espécies vegetais coletadas em diferentes horários.

Tabela 1 — Relação da influência do horário da coleta em diferentes espécies vegetais

Espécie	Horários de Coleta	Rendimen- to do OE	Interferência ocasionada	Referências
<i>Piper gaudi- chaudianum</i>	3 em 3 horas por 24 horas	0,09% a 0,23%	Influência quan- titativa nos com- postos químicos do OE e maior rendimento na coleta às 6h00	Ramos et al. (2021)
<i>Piper mollico- mum</i>	3 em 3 horas por 24 horas	0,23% a 2,86%	Apresenta maior rendimento em estação seca na coleta às 6h00	Ramos et al. (2020)
<i>Calycolpus goetheanus</i>	3 em 3 horas por 15 horas	1,2% a 2,3%	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE e maior rendimento em estação seca na coleta às 6h00	Santos et al. (2020)
<i>Croton piauhie- nsis</i>	às 8h00, 12h00 e 17h00	-	Influência quan- titativa nos com- postos químicos do OE	Silva et al. (2019)
<i>Croton blanche- tianus</i>	às 8h00, 12h00 e 20h00	0,24% a 0,39%	Influência quan- titativa nos com- postos químicos do OE	Ribeiro, Bonilla e Lucena (2018)
<i>Croton. nepeti- folius</i>	às 8h00, 12h00 e 20h00	0,42% a 0,67%	Influência quan- titativa nos com- postos químicos do OE	Ribeiro, Bonilla e Lucena (2018)
<i>Croton zehntneri</i>	às 8h00, 12h00 e 20h00	0,85% a 1,79%	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE e maior rendimento em estação seca na coleta às 12h00	Ribeiro, Bonilla e Lucena (2018)
<i>Vitex gardne- riana</i>	às 8h00, 12h00 e 17h00	-	Influência quan- titativa nos com- postos químicos do OE	Pereira et al. (2018)

Espécie	Horários de Coleta	Rendimento do OE	Interferência ocasionada	Referências
<i>Foeniculum vulgare</i>	2 em 2 horas (entre 10h30 e 20h30)	22,5% a 26,6%	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE principalmente entre os fenilpropanóides e os sesquiterpenos	Moraes et al. (2014)
<i>Lippia origanoides</i>	3 em 3 horas (entre 6h00 e 18h00)	1,7% a 4,6%	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE e maior rendimento em estações secas e chuvosas na coleta às 12h00	Ribeiro et al. (2014)
<i>Pycnocycla spinosa</i>	3 em 3 horas (entre 7h00 e 19h00)	-	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE com maior variação no teor de p-cimeno e isovalerato de geranil	Asghari et al. (2014)
<i>Thymus vulgaris</i>	1 em 1 hora (entre 6h00 e 17h00)	0,60% a 0,95%	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE com maior teor de timol às 6h00 e 11h00 e maior rendimento de OE na coleta às 6h00	Kaya, Arslan e Rusu (2013)
<i>Piper divaricatum</i>	3 em 3 horas por 24 horas	0,8% a 2%	Apresenta maior rendimento na coleta às 21h00	Barbosa et al. (2012)
<i>Ocimum canum</i>	3 em 3 horas (entre 7h00 h e 19h00)	1,35% a 1,78%	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE e maior rendimento na coleta às 17h00	Yayi-Ladekan et al. (2012)

Espécie	Horários de Coleta	Rendimento do OE	Interferência ocasionada	Referências
<i>Cistus monspeliensis</i>	6 em 6 horas por 24 horas	0,03% a 0,46%	Influência quantitativa nos compostos químicos do OE e maior rendimento no mês de maio na coleta às 18h00	Angelopoulos, Demetzos e Perdetzoglou (2002)

Um estudo do ciclo circadiano dos óleos essenciais de *C. piaubiensis* permitiu compreender que as variações observadas na concentração dos constituintes químicos podem ser atribuídas às condições ambientais. Observou-se que o tempo de coleta influenciou expressivamente os compostos terpênicos presentes na composição dos OE's. No horário de 8h00, as porcentagens de monoterpenos e sesquiterpenos foram de 44,89% e 52,59% respectivamente, valores estes que diferem da coleta às 12h00 para os percentuais de monoterpenos (32,47%) e sesquiterpenos (67,29%). Já no horário de 17h00, a porcentagem de monoterpenos (50,77%) foi superior à dos sesquiterpenos (47,96%). A variação nos OE's das folhas de *C. piaubiensis* com relação ao seu ritmo circadiano foi afetada pelas condições climáticas, resultando na produção de diferentes proporções de compostos químicos. Alguns fatores como o índice de precipitação, a temperatura e a intensidade de radiação solar agem com graus variados de intensidade, mediando a quantidade e a natureza das substâncias produzidas (SILVA et al., 2019).

Em um mesmo gênero é possível constatar diferenças em seus processos metabólitos, a exemplo do gênero *Croton*. Investigações realizadas para as espécies *C. zehntneri*, *C. blanchetianus* e *C. nepetifolius* relataram que o rendimento de OE para *C. zehntneri* foi superior ao rendimento do *C. blanchetianus* e do *C. nepetifolius* em três diferentes horários de coleta de material vegetal (8h00, 12h00 e 20h00). No horário de 8h00 e 20h00, o rendimento das espécies *C. blanchetianus* e *C. nepetifolius* não diferiu, em contrapartida, às 12 horas, todas as espécies diferiram entre si. Ademais, o *C. blanchetianus* apresentou o menor rendimento, enquanto o *C. zehntneri* mostrou maior rendimento às 12h00, fato que pode estar relacionado com o maior nível de radiação solar decorrente do horário, visto que esse fator tem potencial para ocasionar maior produção de

metabólitos secundários – devido às reações biossintéticas realizadas por processos fotossintéticos (RIBEIRO et al., 2018).

Um estudo do ciclo circadiano do OE com uma espécie selvagem de *C. goetheanus*, realizado durante a estação seca e chuvosa, demonstrou rendimentos que variaram de 1,2% (coleta às 15h00) a 2,4% (coleta às 9h00) para a estação seca; e variação entre 1,8% (coleta às 9h00) e 2,3% (coleta às 6h00) para a estação chuvosa. Entretanto, apesar de tais variações, não houve diferença estatística significativa nas médias de produtividade entre as estações do ano. Na ocasião, o horário de coleta do material vegetal também apresentou influência quantitativa na composição química do OE. Além disso, houve um rendimento significativo de óleo e as maiores quantidades de 1,8-cineol obtidas em período seco, fato que ratifica a utilização dessa planta como fonte renovável do composto citado (SANTOS et al., 2020).

Um estudo do ciclo circadiano das folhas de *Piper gaudichaudianum* mostrou que a maior emissão de óleos essenciais ocorreu às 6h00 (0,23%) na estação chuvosa e às 12h00 (0,16%) na estação seca (RAMOS et al., 2021). Houve diferença estatística entre as médias ao longo do dia para cada estação ($p < 0,0001$), bem como entre a noite e o dia ($p = 0,0351$). No entanto, comparando os rendimentos médios entre a estação seca e chuvosa, não houve diferença significativa ($p = 0,4833$). Em ambas as estações, o período noturno (9h00 às 6h00) proporcionou os maiores valores de produção de óleos essenciais. Realizando uma correlação de Pearson, constatou-se que houve uma correlação inversamente proporcional na estação seca com a umidade relativa ($r = -0,887$; $p = 0,003$), temperatura ($r = -0,787$; $p = 0,020$) e radiação ($r = -0,862$; $p = 0,006$) no estudo circadiano (RAMOS et al., 2021).

Os óleos essenciais de *Ocimum x citriodorum* Vis., planta popularmente conhecida como manjeriço-limão, foram avaliados em função da sua variação ontogenética, apresentando maiores concentrações entre os meses de janeiro e abril, quando as plantas estavam em plena floração, o que está associado às condições climáticas favoráveis e à presença de folhas jovens. A análise química demonstrou o citral como principal componente do óleo essencial e permitiu observar que o seu teor foi maior nos meses de janeiro a maio, na fase de floração, e de agosto a dezembro, na fase

de pré floração, o que ocorreu independentemente da época de colheita (PAULUS et al., 2019).

Outro estudo circadiano realizado com diferentes partes vegetativas de *Piper mollicomum* revelou OE's ricos em 1,8-cineol e/ou linalol, de acordo com a estação e a fenologia; e também caracterizou o monoterpeneo 1,8-cineol como o principal composto nos períodos da fase seca e reprodutiva. Além disso, o rendimento de OE variou de 3,23% a 0,23% durante o período circadiano, resultado este notadamente significativo para as indústrias. O estudo demonstrou, ainda, grandes diferenças na composição dos OE's, considerando a fenologia, a sazonalidade e as partes vegetativas (RAMOS et al., 2020).

Em um estudo da espécie *Lippia alba*, observou-se uma tendência de maior rendimento do óleo entre 8h00 e 12h00, tanto no período chuvoso quanto no seco, demarcando o valor médio de citral (neral + geranial) nos óleos de *L. alba* em 49% na estação chuvosa e 66% na estação seca (SILVA JÚNIOR et al., 2019).

As espécies vegetais tendem a apresentar diferentes padrões de respostas qualitativas do ponto de vista dos óleos essenciais ao nível de sombreamento (intensidade luminosa), aumento da temperatura e umidade relativa. Além desse mecanismo, há uma diminuição do acúmulo de OE por evaporação proporcionada pelo aumento das trocas gasosas, temperatura, condutância estomática e taxa de assimilação de CO₂ pela planta (MATTANA et al., 2010; REHMAN et al., 2016; THAKUR; KUMAR, 2021).

3. CONCLUSÃO E PERSPECTIVAS FUTURAS

A grande variedade de compostos orgânicos emitidos pelas plantas sob diferentes estímulos evidencia seus complexos e diversos padrões de emissão de óleos essenciais, sugerindo, desse modo, que ainda há muito a aprender e ser pesquisado. Muitos estudos sobre a regulação da emissão rítmica de óleos essenciais de plantas pelo ciclo circadiano estão concentrados nas vias metabólicas e na etapa final da biossíntese de voláteis. Na grande maioria dos casos, fatores externos como a alta temperatura do dia ou a maior incidência de luz induzem prontamente a emissão desses compostos voláteis das plantas, alguns dos quais atuam protegendo as

plantas. Com isso, depreende-se que as plantas estão expostas a muitos fatores/estresses ambientais, sendo possível que existam interações entre tais fatores ambientais e a regulação do ciclo circadiano. Destarte, para que essa hipótese seja confirmada, são necessários maiores estudos sobre as diferentes interações do ciclo circadiano das plantas com os estresses bióticos e abióticos.

4. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEG/ CAPES pelas bolsas concedidas. O recurso PROAP IF Goiano 2020 e 2021 pelo apoio financeiro aos projetos científicos e ao e-book. E o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais (IF Sudeste MG).

5. REFERÊNCIAS

ANGELOPOULOU, D. C.; DEMETZOS, E. D.; PERDETZOGLU. Diurnal and seasonal variation of the essential oil labdanes and clerodanes from *Cistus monspeliensis* L. leaves. **Biochemical Systematics and Ecology**, [s. l], v. 30, n. 3, p. 189-203, 2002. DOI: 10.1016/S0305-1978(01)00074-6.

ASGHARI, G.; GHOLAMALI, H.; ZAHRA, M.; MATIN, A. Diurnal variation of essential of the oil components of *Pycnocycla spinosa* decne. ex boiss. **Jundishapur Journal of Natural Pharmaceutical Products**, [s. l], v. 9, n. 1, p. 35-38, 2014. DOI: 10.17795/jjnpp-12229.

BAKKALI, F.; AVERBECK S.; AVERBECK, D.; IDAOMAR, S. Biological effects of essential oils - A review. **Food and Chemical Toxicology**, [s. l], v. 46, n. 2, p. 446-75, 2008. DOI: 10.1016/j.fct.2007.09.106.

BAKRY, A. M., *et al.* Microencapsulation of oils: A comprehensive review of benefits, techniques, and applications. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**, [s. l], v. 15, n. 1, p. 143-82, 2016. DOI: 10.1111/1541-4337.12179.

BARBOSA, Q. P. S., *et al.* Chemical composition, circadian rhythm and antibacterial activity of essential oils of *Piper divaricatum*: A new

source of safrole. **Química Nova**, São Paulo, SP, v. 35, n. 9, p. 1806-8, 2012. DOI: 10.1590/S0100-40422012000900019.

BURT, Sara. Essential oils: Their antibacterial properties and potential applications in foods - A review. **International Journal of Food Microbiology**, [s. l.], v. 94, n. 3, p. 22-353, 2004. DOI: 10.1016/j.ijfoodmicro.2004.03.022.

CASTRO, K. M. de, *et al.* Photoperiod modulates growth, morphoanatomy, and linalool content in *Lippia alba* L. (Verbenaceae) cultured in vitro. **Plant Cell, Tissue and Organ Culture**, [s. l.], v. 139, n. 1, p. 13-953, 2019. DOI: 10.1007/s11240-019-01672-w.

DAVIS, S. J.; JAMES, R. Making the clock tick: The transcriptional landscape of the plant circadian clock. **F1000Research**, [s. l.], v. 6, p. 1-7, 2017. DOI: 10.12688/f1000research.11319.1.

DAYAN, F. E.; CHARLES, L. C.; STEPHEN, O. D. Natural products in crop protection. **Bioorganic and Medicinal Chemistry**, [s. l.], v. 17, n. 12, p. 234-402, 2019. DOI: 10.1016/j.bmc.2009.01.046.

DODD, A. N. et al. Plant Circadian Clocks Increase Photosynthesis, Growth, Survival, and Competitive Advantage. **Science**, [s. l.], v. 309, n. 5734, p. 630-633, 2005. DOI: 10.1126/science.1115581.

EDRIS, A. E. Pharmaceutical and therapeutic potentials of essential oils and their individual volatile constituents: A review. **Phytotherapy Research**, [s. l.], v. 21, n. 4, p. 23-308, 2007. DOI: 10.1002/ptr.

FIGUEIREDO, A. C., *et al.* Factors affecting secondary metabolite production in plants: volatile components and essential oils. **Flavour And Fragrance Journal**, [s. l.], v. 23, p. 213-26, 2008. DOI: 10.1002/ffj.

FOKOU, J. B. H.; PIERRE, M. J. D.; FABRICE, F. B. Essential oil's chemical composition and pharmacological properties. **Essential Oils - Oils of Nature**, [s. l.], v. 1, p. 13, 2020.

GOBBO-NETO; L.; NORBERTO, P. L. Plantas medicinais: fatores de influência no conteúdo de metabólitos secundários. **Química Nova**, São Paulo, SP, v. 30, n. 2, p. 81-374, 2007. DOI: 10.1590/S0100-40422007000200026.

HANIF, M. A., *et al.* Essential Oils. **Essential Oil Research**. Cham: Springer International Publishing, [s. l.], p. 3-17, 2019.

- HYLDGAARD, M.; MYGIND, T.; MEYER, R. L. Essential oils in food preservation: Mode of action, synergies, and interactions with food matrix components. **Frontiers in Microbiology**, [s. l], v. 3, p. 1-24, 2012. DOI: 10.3389/fmicb.2012.00012.
- INOUE, K.; TAKASHI, A.; MOTOMU, E. Integration of input signals into the gene network in the plant circadian clock. **Plant and Cell Physiology**, [s. l], v. 58, n. 6, p. 82-977, 2017. DOI: 10.1093/pcp/pcx066.
- ISAH, T. Stress and defense responses in plant secondary metabolites production. **Biological research**, [s. l], v. 52, n. 1, p. 39, 2019. DOI: 10.1186/s40659-019-0246-3.
- ISMAN, M. B. Plant essential oils for pest and disease management. **Crop Protection**, [s. l], v. 19, n. 8-10, p. 8-603, 2000. DOI: 10.1016/S0261-2194(00)00079-X.
- JOSÉ, J. V., *et al.* Análise de horário de colheitas e partes da planta para extração de óleo essencial de manjeriço. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 8, p. 55-70, 2015. DOI: 10.17765/2176-9168.2015v8nEd.esp.p55-70.
- KAYA, D. A.; ARSLAN, M.; RUSU, L. C. Effects of harvesting hour on essential oil content and composition of *Thymus vulgaris*. **Farmácia**, [s. l], v. 61, n. 6, p. 1194-1203, 2013.
- KUMARI, S., *et al.* EssOilDB: A database of essential oils reflecting terpene composition and variability in the plant kingdom. **Database**, s. l], p. 1-12, 2014. DOI: 10.1093/database/bau120.
- MATTANA, R. S., *et al.* Shade level effects on yield and chemical composition of the leaf essential oil of *Pothomorphe umbellata* (L.) Miquel. **Scientia Agricola**, [s. l], v. 67, n. 4, p. 18-414, 2010. DOI: 10.1590/s0103-90162010000400006.
- MCCLUNG, C. R. The plant circadian oscillator. **Biology**, [s. l], v. 8, n. 1, 2019. DOI: 10.3390/biology8010014.
- MORAES, M. M., *et al.* Circadian variation of essential oil from *Piper marginatum* Jacq. **Boletín Latinoamericano y del Caribe de Plantas Medicinales y Aromaticas**, [s. l], v. 13, n. 3, p. 77-270, 2014.

MORAIS, L. A. S. de. Influência dos fatores abióticos na composição química dos óleos essenciais. **Horticultura Brasileira**, Brasília, DF, v. 27, n. 2, p. 63-4050, 2009.

NERIO, L. S.; OLIVERO-VERBEL, J.; STASHENKO, E.. Repellent activity of essential oils: A review. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 101, n. 1, p. 78-372, 2010. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.07.048.

PAULUS, D.; VALMORBIDA, R.; RAMOS, C. E. P. Productivity and chemical composition of the essential oil of *Ocimum x citriodorum* Vis. according to ontogenetic and diurnal variation. **Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants**, [s. l.], v. 12, p. 59-65, 2019. DOI: 10.1016/j.jarmap.2018.12.004.

PAVELA, R.. Essential oils for the development of eco-friendly mosquito larvicides: A review. **Industrial Crops and Products**, [s. l.], v. 76, p. 87-174, 2015. DOI: 10.1016/j.indcrop.2015.06.050.

PAVELA, R.; BENELLI, G.. Essential Oils as Ecofriendly Biopesticides? Challenges and Constraints. **Trends in Plant Science**, [s. l.], v. 21, n. 12, p. 1000-1007, 2016. DOI: 10.1016/j.tplants.2016.10.005.

PEREIRA, E. J. P., *et al.* Circadian rhythm, and antimicrobial and anticholinesterase activities of essential oils from *Vitex gardneriana*. **Natural Product Communications**, [s. l.], v. 13, n. 5, p. 38-635, 2018. DOI: 10.1177/1934578x1801300528.

PICHERSKY, E.; NOEL, J. P.; DUDAREVA, N.. Biosynthesis of plant volatiles: Nature's diversity and ingenuity. **Science**, [s. l.], v. 311, n. 5762, p. 11-808, 2006. DOI: 10.1126/science.1118510.

PILATTI, D. M., *et al.* Comparison of the phytochemical profiles of five native plant species in two different forest formations. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 79, n. 2, p. 42-233, 2019. DOI: 10.1590/1519-6984.179526.

RAMOS, Y. J., *et al.* Chemical composition of the essential oils of circadian rhythm and of different vegetative parts from *Piper mollicomum Kunth* - A medicinal plant from Brazil. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 92, 2020. DOI: 10.1016/j.bse.2020.104116.

RAMOS, Y. J., *et al.* Advanced chemophenetic analysis of essential oil from leaves of *Piper gaudichaudianum* Kunth (Piperaceae) using a new reduction-oxidation index to explore seasonal and circadian rhythms. **Plants**, [s. l], v. 10, n. 10, p. 1-42, 2021. DOI: 10.3390/plants10102116.

RAUT; J. S.; KARUPPAYIL, S. M.. A status review on the medicinal properties of essential oils. **Industrial Crops and Products**, [s. l], v. 62, p. 64-250. DOI: 10.1016/j.indcrop.2014.05.055.

RAVEAU, R.; FONTAINE, J.; SAHRAOUI, L. A.. Essential oils as potential alternative biocontrol products against plant pathogens and weeds: A review. **Foods**, [s. l], v. 9, n. 3, 2020. DOI: 10.3390/foods9030365.

REGNAULT-ROGER, C.; VINCENT, C.; ARNASON, J. T.. Essential oils in insect control: Low-risk products in a high-stakes world. **Annual Review of Entomology**, [s. l], v. 57, p. 24-405. DOI: 10.1146/annurev-ento-120710-100554.

REHMAN, R.; HANIF, M. A.; MUSHTA, Q.; AL-SADI, A. M. Biosynthesis of essential oils in aromatic plants: A review. **Food Reviews International**, [s. l], v. 32, n. 2, p. 60-117, 2016. DOI: 10.1080/87559129.2015.1057841.

REY-VALEIRÓN, C., *et al.* Acaricidal effect of *Schinus molle* (Anacardiaceae) essential oil on unengorged larvae and engorged adult females of *Rhipicephalus sanguineus* (Acari: Ixodidae). **Experimental and Applied Acarology**, [s. l], v. 76, n. 3, p. 399-411, 2018. DOI: 10.1007/s10493-018-0303-6.

RIBEIRO, A. F., *et al.* Circadian and seasonal study of the cinnamate chemotype from *Lippia origanoides* Kunth. **Biochemical Systematics and Ecology**, [s. l], v. 55, p. 59-249, 2014. DOI: 10.1016/j.bse.2014.03.014.

RIBEIRO, S. M.; BONILLA, O. H.; LUCENA, E. M. P. Influência da sazonalidade e do ciclo circadiano no rendimento e composição química dos óleos essenciais de *Croton* spp. da Caatinga. **Iheringia – Série Botânica**, Porto Alegre, RS, v. 73, n. 1, p. 31-38, 2018.

SANTOS, E. L. dos, *et al.* Seasonal and circadian rhythm of a 1,8-cineole chemotype essential oil of *Calycolpus goetheanus* from

Marajó Island, Brazilian Amazon. **Natural Product Communications**, [s. l], v. 15, n. 6, p. 1-9, 2020. DOI: 10.1177/1934578X20933055.

SILVA JÚNIOR, A. Q. da, et al. Seasonal and circadian evaluation of a citral-chemotype from *Lippia alba* essential oil displaying antibacterial activity. **Biochemical Systematics and Ecology**, [s. l], v. 85, p. 35-42, 2019. DOI: 10.1016/j.bse.2019.05.002.

SILVA, P. T. da, et al. Circadian rhythm and larvicidal activity against *aedes aegypti* of essential oils from *Croton piaubiensis*. **Revista Virtual de Química**, Niterói, RJ, v. 11, n. 6, p. 92-1682, 2019. DOI: 10.21577/1984-6835.20190118.

SWAMY, M. K.; AKHTAR, M. S.; SINNIHAH, U. R. Antimicrobial properties of plant essential oils against human pathogens and their mode of action: An updated review. **Evidence-based Complementary and Alternative Medicine**, [s. l], 2016. DOI: 10.1155/2016/3012462.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, Y. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e Desenvolvimento Vegetal**. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017. 858 p.

THAKUR, M.; KUMAR, R. Microclimatic buffering on medicinal and aromatic plants: A review. **Industrial Crops and Products**, [s. l], v. 160, n. 6, 2021. DOI: 10.1016/j.indcrop.2020.113144.

TRIPATHI, P.; DUBEY, N. K. Exploitation of natural products as an alternative strategy to control postharvest fungal rotting of fruit and vegetables. **Postharvest Biology and Technology**, [s. l], v. 32, n. 3, p. 45-235, 2004. DOI: 10.1016/j.postharvbio.2003.11.005.

UNSICKER, S. B.; KUNERT, G.; GERSHENZON, J. Protective perfumes: the role of vegetative volatiles in plant defense against herbivores. **Current Opinion in Plant Biology**, [s. l], v. 12, n. 4, p. 85-479, 2009. DOI: 10.1016/j.pbi.2009.04.001.

YAYI-LADEKAN, E., et al. Variation diurne de la composition chimique et influence sur les propriétés antimicrobiennes de l'huile essentielle d'*Ocimum canum* Sims cultivée au Bénin. **Phytotherapie**, v. 10, n. 4, p. 37-229, 2012. DOI: 10.1007/s10298-012-0715-4.

SOBRE OS ORGANIZADORES

Carlos Frederico de Souza Castro



carlos.castro@ifgoiano.edu.br
<http://lattes.cnpq.br/6519321142404132>

Possui graduação em Química pela Universidade de Brasília (1991), mestrado em Química pela Universidade de Brasília (1993) e doutorado em Química pela Universidade de Brasília (1999). Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, Campus Rio Verde -GO, atuando nos cursos de Química e Engenharia de Alimentos. É orientador do Programa de Pós-Graduação em Agroquímica do IFGoiano, atuando na área de combustíveis renováveis - biodiesel e etanol de 2ª geração -, na prospecção de novas matérias primas e pré-tratamento físico-químicos e enzimáticos. Também realiza pesquisa na prospecção de novos coquetéis enzimáticos para produção de combustíveis renováveis. Atualmente orienta no programa de pós-graduação em Agroquímica (PPGAq) e Engenharia Aplicada e Sustentabilidade (PPGEAS)

Fernanda dos Santos Farnese

Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq - Nível 2



fernanda.farnese@ifgoiano.edu.br

<http://lattes.cnpq.br/9449315151367208>

Professora no Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde. Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Minas Gerais, Mestrado em Fisiologia Vegetal pela Universidade Federal de Viçosa e Doutorado em Fisiologia Vegetal pela Universidade Federal de Viçosa, com período sanduíche no instituto HelmHoltz Zentrum Munchem (Munique/Alemanha). No ano de 2019 concluiu seu Pós-Doutorado na área de Hidráulica de Plantas no Institut National de la Recherche Agronomique (Inra - França). Implantou e coordena o Laboratório de Estudos Aplicados em Fisiologia Vegetal do IF Goiano, Campus Rio Verde, desde 2016. É Bolsista de Produtividade do CNPq e orienta nos Programas de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação e em Agroquímica, atuando como vice-coordenadora neste último. Atua também como revisora ad hoc de vários periódicos nacionais e internacionais e é editora de área da revista Global Science and Technology. Em 2020 recebeu

o prêmio Para Mulheres na Ciência, uma iniciativa da L'oréal Brasil, da UNESCO e da Academia Brasileira de Ciências e em 2021 recebeu o prêmio TWAS- LACREP Young Scientists Award 2021, da Academia Mundial de Ciências. Tem experiência na área de fisiologia vegetal, com ênfase em sinalização celular e respostas moleculares, bioquímicas, hidráulicas e fisiológicas das plantas a estresses abióticos.

Suzana Maria Loures de Oliveira Marcionilio



suzana.loures@ifgoiano.edu.br
<http://lattes.cnpq.br/4714846336997997>

Doutora em Tecnologias Química e Biológica pelo Instituto de Química (UNB) (2017); Mestre em Engenharia Agrícola pela Universidade Estadual de Goiás (UEG) (2013); Bacharel em Química Industrial (UEG) (2010); Especialista em Ensino de Química (UEG) (2005) e graduada em Licenciatura Plena em Química (UEG) (2002). Professora do quadro efetivo do Instituto Federal Goiano- Campus Rio Verde (GO) (02/2019). Coordenadora do Mestrado em Agroquímica, Campus Rio Verde. Atuei como docente no ensino superior nas seguintes instituições: Instituto Federal de Goiás- Campus Anápolis, Universidade Estadual de Goiás- Campus de Ciências exatas e da Terra e Faculdade Metropolitana de Anápolis; No período entre 2003 à 01/2019 fui professora de Química do quadro permanente da Secretaria de Educação do Estado de Goiás. Atualmente trabalho na área de Química, com ênfase em Química, atuando principalmente nos seguintes temas: Meio ambiente; Caracterização de efluentes e tratamento de efluentes com uso de Processos Oxidativos

Avançados; Recursos Hídricos; Qualidade de água; Ensino; Cienciometria; Processos Químicos Industriais e controle de qualidade de produção de indústrias alimentícias. E Práticas educativas para o Ensino de Química.

